D. Lynne Dickson

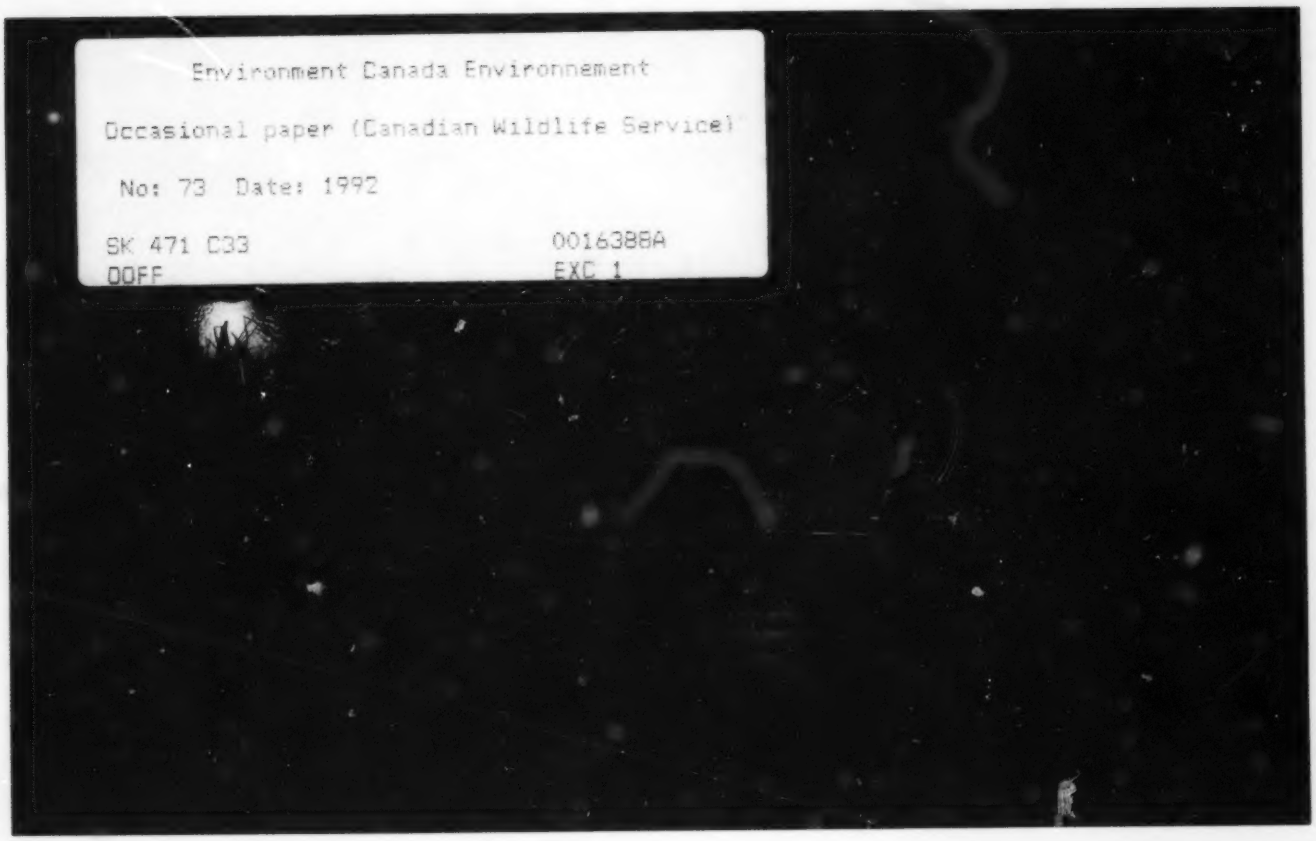
The Red-throated Loon as an indicator of environmental quality

Environment Canada Environnement

Occasional paper (Canadian Wildlife Service)

No: 73 Date: 1992

SK 471 C33 0016388A
DOFF EXC 1



Environment Canada | Environnement Canada
Canadian Wildlife Service | Service canadien de la faune

92-07048/

D. Lynne Dickson[1]

The Red-throated Loon as an indicator of environmental quality

Occasional Paper
Number 73
Canadian Wildlife Service

[1]CWS, Edmonton, Alta. T6B 2X3

A member of the Conservation and Protection family

Cover photo: Pair of Red-throated Loons with chick
(Chuck Gordon)

Published by Authority of the
Minister of Environment
Canadian Wildlife Service

©Minister of Supply and Services Canada, 1992
Catalogue No. CW69-1/73E
ISBN 0-662-19473-X
ISSN 0576-6370

The Canadian Wildlife Service
The Canadian Wildlife Service of Environment Canada handles wildlife matters that are the responsibility of the Canadian government. These include protection and management of migratory birds as well as nationally significant wildlife habitat. Other responsibility are endangered species, control of international trade in endangered species, and research on wildlife issues of national importance. The service cooperates with the provinces, territories, Canadian Parks Service, and other federal agencies in wildlife research and management.

For more information about the Canadian Wildlife Service or its other publications, please write to :

Publications
Canadian Wildlife Service
Environment Canada
Ottawa, Ontario
K1A 0H3
(819) 997-1095

Canadian Cataloguing in Publication Data

Dickson, D. Lynne

The Red-throated Loon as an indicator of environmental quality

(Occasional paper, ISSN 0576-6370; no. 73)
Issued also in French under title: Le Huart à gorge rousse comme indicateur de la qualité de l'environnement.
Includes bibliographical references.
ISBN 0-662-19473-X
DSS cat. no. CW69-1/73E

1. Loons — Beaufort Sea — Breeding. 2. Offshore oil industry — Beaufort Sea — Environmental aspects. 3. Offshore gas industry — Beaufort Sea — Environmental aspects. I. Canadian Wildlife Service. II. Title. III. Series: Occasional paper (Canadian Wildlife Service); no. 73.

QL696.G33D52 1992 598.4'42 C92-099609-4

Contents

Acknowledgements 4

Abstract 5

1.0 Introduction 6

2.0 Methods 6

3.0 Results 8
- 3.1 Fluctuations in loon numbers and productivity 8
- 3.2 Fluctuations in factors potentially affecting loon productivity 9

4.0 Discussion 11
- 4.1 Abundance of loon pairs 11
- 4.2 Factors affecting loon productivity 11
  - 4.2.1 Breeding effort 12
  - 4.2.2 Hatching success 12
  - 4.2.3 Fledging success 13
- 4.3 Effectiveness of the Red-throated Loon as a bioindicator 14

5.0 Conclusions 15

Literature cited 16

List of tables

Table 1. Range in breeding effort and breeding success of the Red-throated Loon at five study plots in the Beaufort Sea region, 1985–89 8

Table 2. Breeding statistics for the Red-throated Loon obtained by continuous monitoring of the Toker Point study plot throughout the breeding season 9

Table 3. Changes in abundance of the most common predators of loon eggs and chicks at the Toker Point study plot, 1985–89 10

Table 4. Changes in the number of predatory bird species nesting in the Toker Point study plot, 1985–89 10

Table 5. Changes in the abundance of prey other than loon eggs and chicks at the Toker Point study plot, 1985–89 10

Table 6. Factors indicating the relative abundance of fish available to Red-throated Loons at the Toker Point study plot, 1985–89 10

Table 7. Changes in nesting habitat conditions for Red-throated Loons at the Toker Point study plot, 1985–89 11

List of figures

Figure 1. Location of the five study plots selected for monitoring the abundance and productivity of the Red-throated Loon 7

Figure 2. Breeding effort of the Red-throated Loon at five study plots in the Beaufort Sea region, 1985–89 8

Figure 3. Breeding success of the Red-throated Loon at five study plots in the Beaufort Sea region, 1985–89 9

Figure 4. Effect of the timing of spring thaw on the timing of nest initiation and proportion of Red-throated Loon pairs that nested at Toker Point 12

Figure 5. Relationship between arctic fox abundance and the proportion of Red-throated Loon eggs that hatched at Toker Point 12

Figure 6. Relationship between vole abundance and the proportion of Red-throated Loon eggs that hatched at Toker Point 13

Figure 7. Minimum level of change in the parameters being monitored that would indicate a human-induced environmental change had occurred 15

Acknowledgements

I am grateful to the following people who assisted with the collection and analysis of field data: G. Aiudi, S. Alexander, B. Arner, H.L. Dickson, A. Frid, C. Gordon, L. John, A. Lorincz, M. Molozzi, R. Monseler, M. Nietfeld, J. Ott, J. Sirois, A. Weerstra, and S. Westover. I also thank S. Barry for his computer and statistical assistance and J. McIntyre for her valuable comments on the manuscript. L. Marion, P. Voudrach, I. Ross, and B. Croft kindly provided information on the timing of spring thaw and freeze-up.

This project was funded primarily by the Canadian Wildlife Service and Polar Continental Shelf Project, with some additional support from the Office of Environment and Conservation of the Northern Affairs Program and Baseline Studies Program of Environment Canada. Special thanks go to the staff of Polar Continental Shelf Project for their invaluable assistance with logistics.

This publication was produced by the Scientific and Technical Documents Division of the Canadian Wildlife Service. The following people were responsible:
Pat Logan, Chief — coordination and supervision;
Sylvie Larose, Computer Publishing Specialist — layout;
and Marla Sheffer, Contract Editor — scientific editing.

Abstract

A monitoring study was initiated in the mid-1980s to determine the effects of future offshore oil and gas production on the birds that use the coastal areas of the Beaufort Sea. The primary objective of the five-year predevelopment phase of the study was to determine the natural annual fluctuations in the abundance, breeding effort, and breeding success of the study's indicator species, the Red-throated Loon *Gavia stellata*.

Four study plots were searched by helicopter to obtain total counts of Red-throated Loon pairs, nests, eggs, and chicks. The status of loon nesting territories was checked on foot every three to five days from mid-June to early September at a fifth study plot. Data were also collected on the abundance of fish, the abundance of predators, the abundance of alternative prey for the predators, and several weather-related factors.

Between 1985 and 1989, the number of loon pairs with nesting territories remained the same at all but one study plot. Breeding effort also tended to be constant among years. The percentage of resident pairs that nested ranged from 73 to 78%, except in 1986, when only 58% nested, possibly because of a late spring thaw. Breeding success averaged 0.63 young per nesting pair but was highly variable between years.

The abundance of arctic foxes was the single most influential factor affecting loon productivity. In comparison, avian predators had little effect. Other factors that affected breeding success were the abundance of northern red-backed voles, abundance of waterfowl nests, and, in 1988, a severe midsummer storm. Although the abundance of fish fluctuated among years, the frequency with which loons fed their chicks fish did not vary significantly.

The study concludes that the most suitable parameter for measuring the impact of offshore oil and gas activity is breeding success, as hatch and survival of young to fledging are primarily dependent on local conditions. However, only large changes in productivity (31–43%, for a 95% certainty) would be indicative of human impacts, because breeding success varied so much as a result of natural factors.

For the monitoring program to succeed, surveys during the development and postdevelopment phases of the study will have to span several years, or an unnatural upward or downward trend in productivity may go undetected. Furthermore, if a change is detected, a more intensive investigation will be needed to determine its cause.

1.0 Introduction

Recent oil and gas exploration in the Canadian Beaufort Sea (area between 69°N and 71°N and between 129°W and 139°W) has raised concerns about the impact of offshore production on bird populations in the region. Such development could affect birds in many ways, including destruction of nesting habitat, contamination or reduction of food supply, human disturbance, and direct mortality from oil spills. Because of the wide range of potential impacts, the monitoring of single abiotic factors—for example, contaminants in marine sediments—was considered inadequate for indicating possible effects. More subtle environmental changes affecting regional bird populations could go undetected, as could the cumulative effect of several minor impacts (Morrison 1986). Thus, the Canadian Wildlife Service initiated a monitoring program using the Red-throated Loon *Gavia stellata* as the indicator species. The loon was selected because of its vulnerability to offshore oil production, its ubiquitous distribution throughout the Beaufort Sea region, and its conspicuous nature, even when nesting.

The parameters chosen to be monitored were the abundance of Red-throated Loon pairs, their breeding effort, and their breeding success. The primary objective of the five-year predevelopment phase of the study was to determine the natural annual fluctuations in these parameters. The secondary objective was to understand how various environmental and biological factors affected the productivity of the loon under undisturbed conditions. This information would be needed during the postdevelopment phase of the monitoring study to help differentiate between human-caused and natural fluctuations in productivity.

The results of the five-year predevelopment phase of the monitoring program are presented here, including a discussion of the limitations of the program.

2.0 Methods

Five study plots were selected based on the amount of oil- and gas-related development proposed for each location. Two sites, King Point and Atkinson Point, had been identified by the oil companies as suitable for port development (Dome Petroleum Ltd. et al. 1982). Two other sites, Nuvorak Point and Toker Point, were chosen because there were no plans for shoreline development at those locations. The fifth site, Husky Lakes, was inland, where the loons would be less likely to be affected by oil pollution in the Beaufort Sea (Fig. 1). The combined total area of the five study plots was 276 km^2; over 200 pairs of Red-throated Loons resided at the study plots each breeding season.

From 1985 to 1989, every wetland in each of the five study plots was searched to obtain total counts of Red-throated Loon pairs, nests, eggs, and chicks. The surveys were conducted by two observers in a Bell 206B Jet Ranger helicopter, except at the Toker Point study plot, where most of the surveys were done on foot. Each year, two surveys about 11 days apart were conducted during incubation, followed by a third survey for chicks four weeks after the median date of hatch. To locate incubating birds, the helicopter was flown at 20–25 m above ground and at 50–100 km/h. Wherever there were many small ponds or other complex but suitable habitat, the helicopter proceeded more slowly. If a loon was sighted on a water body, the shoreline was checked for a nest while the helicopter hovered at about 8 m above ground and slowly moved sideways around the edge of the pond. In the search for chicks, all wetlands were surveyed at approximately 50 km/h and at 30 m above ground. Ponds known to be active nesting territories were double-checked by observers as the helicopter made a slow, low-level pass then hovered at 90 m above the pond for about one minute to see if any young loons surfaced from underwater. The data were recorded on a cassette tape recorder, then transcribed onto forms later the same day.

Intensive field studies were done at the Toker Point study plot throughout the breeding season each year to assess the natural factors affecting the breeding effort and breeding success of the Red-throated Loon. The entire study plot was surveyed by foot every three to five days from mid-June to early September. During the first three years of the study, the observers approached the Red-throated Loon nests to record the number of eggs. During egg laying and just prior to hatch, the nests were checked daily. However, in the last two years, nest checks and visits more frequent than every third day were discontinued, as observer-induced

predation of loon eggs and newly hatched chicks was suspected. Instead, the nesting status of each pair of loons was determined by observing the loons from a concealed place usually 200–300 m away and by checking for eggs during the two helicopter surveys. In addition to determining the nesting status of the Red-throated Loons, sightings of all birds and mammals, including their nests, eggs, and young, were recorded. Nests and fox dens were plotted on a 1:50 000-scale topographical map. Avian predator sightings were mapped for each day of surveys to determine the number of pairs with hunting territories within the study area during the nesting season.

Small rodents (voles, mice, lemmings) were live-trapped in early July from 1987 to 1989 to determine their relative abundance. One hundred live-traps were set 15 m apart in a square grid and checked twice a day for 10 days. Captured animals were marked so that recaptures could be identified.

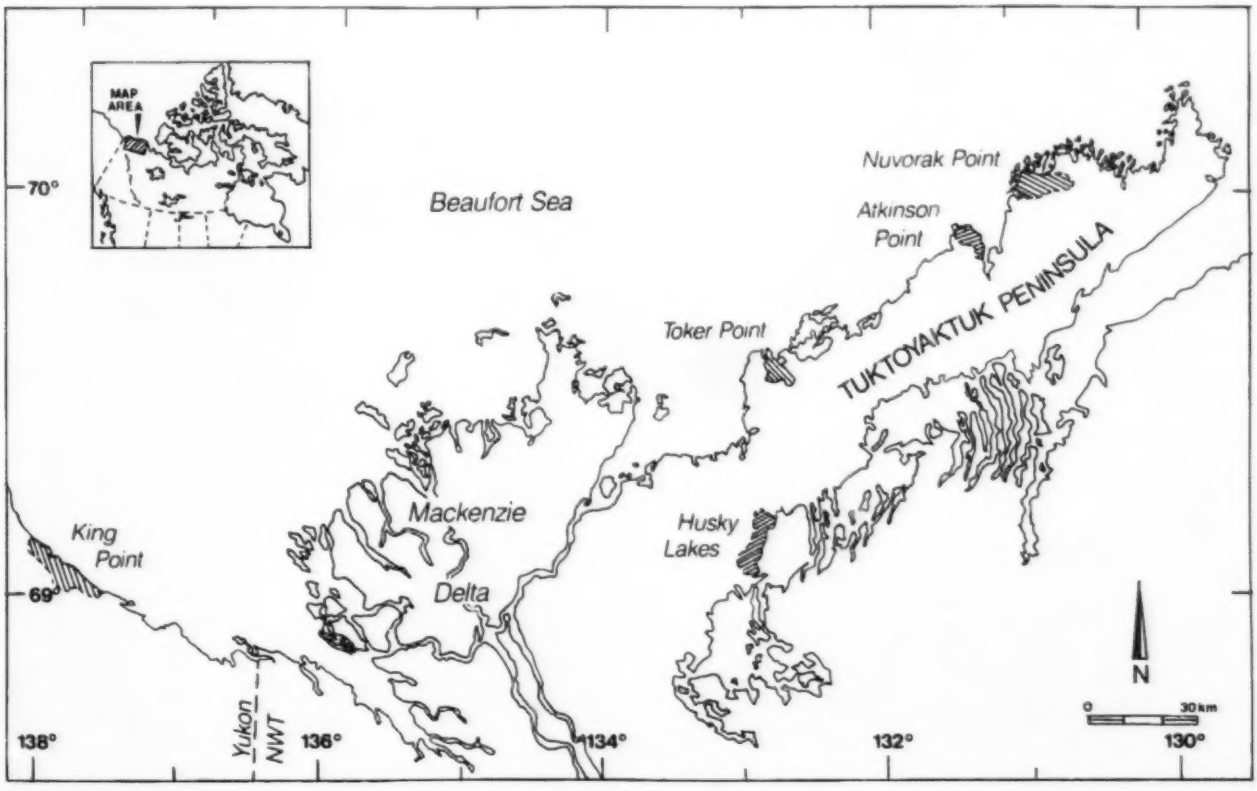
To assess the abundance of food available to the loons, fish were sampled with a beach seine at a location where loons frequently fed. Once a week from mid-July until the end of August from 1987 to 1989, a 10-m-long net was dragged parallel to the beach for 25 m every two hours for a 12-hour period. Fish caught were identified, counted, and measured for their fork length (total length for sculpins and flounders). Only fish 5–20 cm long were used for between-year comparisons of abundance, as that is the size range of fish that Red-throated Loons feed their chicks (Norberg and Norberg 1976; Reimchen and Douglas 1984; Eriksson et al. 1990).

The frequency with which loons brought fish to their chicks was monitored each year from an observation tent. The loons were observed for two of every four hours over a 24-hour period (5:00–7:00; 9:00–11:00; 13:00–15:00; 17:00–19:00; 21:00–23:00; 1:00–3:00) twice a week between time of hatch and fledging.

Several climate-related variables were also documented: the timing of breakup and freeze-up; the weather daily at 18:00; severe storms; and wetland water levels.

Loon nesting territories were classified as either occupied or active. A territory was *occupied* if a loon was present during at least one survey, if it was suitable loon nesting habitat, and if it was unlikely to be part of a nearby loon territory. An *active* territory was one where we found evidence of nesting (eggs, live chicks, fresh egg remains, or a dead chick). A *resident pair* was a pair of loons that occupied a territory; a *breeding pair* was one that laid eggs; and a *successful pair* was one with young near fledging. A *fledged young* was one that could fly well enough that it vacated the nesting territory.

Figure 1
Location of the five study plots selected for monitoring the abundance and productivity of the Red-throated Loon



3.0 Results

During a preliminary investigation in 1984, the results of an aerial survey for incubating loons at Atkinson Point were double-checked by resurveying the area from the ground to determine the accuracy of the survey method. The ground survey confirmed that 90% of the nests (n = 38) and 95% of the resident pairs (n = 42) had been located during the helicopter surveys. Ground-truthing of a helicopter survey for chicks at the Toker Point study plot in 1985 indicated that all of the chicks (n = 21) had been located.

3.1 Fluctuations in loon numbers and productivity

The number of pairs of Red-throated Loons that established nesting territories did not change significantly between 1985 and 1989 at four of the five study plots (χ^2 tests, 4 df, $p > 0.05$) (Table 1). At the fifth plot, the number of resident pairs increased ($\chi^2 = 9.37$, 4 df, $p = 0.05$), with an influx of 19 additional pairs in 1987 (38% rise) contributing the most to this increase.

The breeding efforts of the Red-throated Loon were similar in all but one year (Fig. 2). An average of 76% of the resident pairs laid eggs each year, except in 1986, when only about 58% nested.

Table 1
Range in breeding effort and breeding success of the Red-throated Loon at five study plots in the Beaufort Sea region, 1985–89

Study plot	No. of resident pairs	% of pairs that nested	No. of chicks near fledging	% successful pairs
Toker Point	43–50	63–87**	5–24**	10–49**
Atkinson Point	35–48	52–89**	14–46**	30–79**
Nuvorak Point	44–70**	56–77*	9–37**	30–49
Husky Lakes	35–47	65–80	12–29	50–67
King Point	46–64	54–72	21–40*	42–82**

** Difference among years significant at $p < 0.05$ (χ^2 test, 4 df).
* Difference among years significant at $p < 0.10$ (χ^2 test, 4 df).

Breeding success, which was based on the number of young near fledging, averaged 0.63 young per nesting pair over the five years of surveys (Fig. 3). Of the three parameters being monitored, this one varied the most (Table 1). The difference among years in the number of chicks near fledging was significant at three of the study plots (χ^2 tests, 4 df, $p < 0.05$) and approached significance at one plot ($\chi^2 = 9.49$, 4 df, $p = 0.085$). Productivity was most consistent from

Figure 2
Breeding effort of the Red-throated Loon at five study plots in the Beaufort Sea region, 1985–89

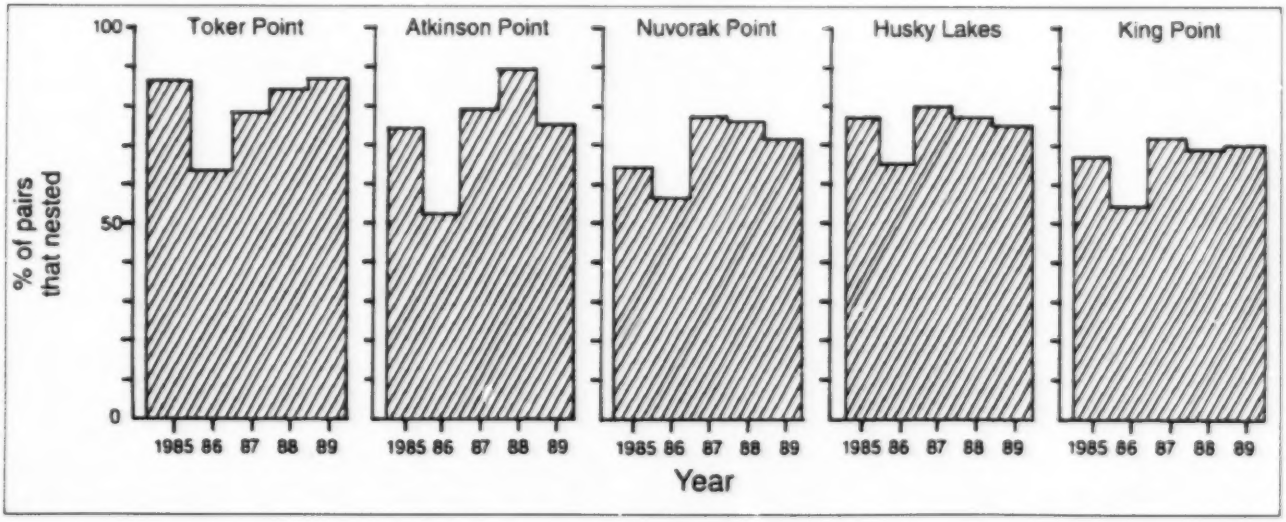
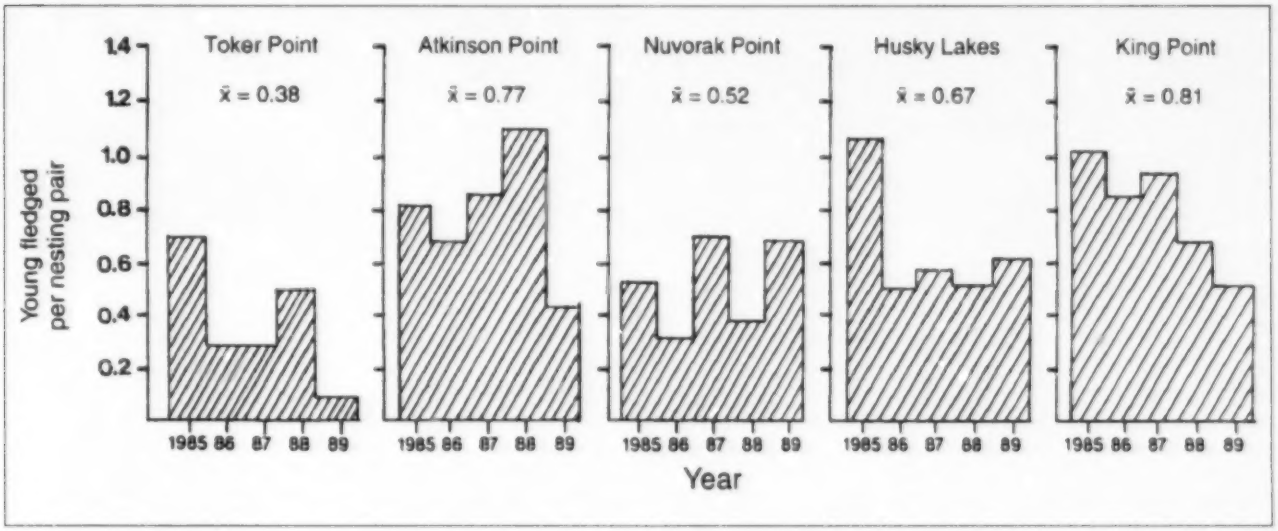


Figure 3
Breeding success of the Red-throated Loon at five study plots in the Beaufort Sea region, 1985–89



year to year at the inland study plot, Husky Lakes ($\chi^2 = 7.3$, 4 df, $p = 0.12$).

Because of the frequency of surveys, more accurate and detailed breeding statistics were obtained at Toker Point than at the other plots. Thus, egg and chick survival could be examined separately (Table 2). Hatching success at Toker Point differed significantly between years, the large proportion of eggs that hatched in 1988 attributing the most to this difference ($\chi^2 = 51.9$, 4 df, $p < 0.001$). The proportion of chicks that fledged also differed between years, the difference being primarily due to the low fledging success in 1989 and high success in 1985 ($\chi^2 = 13.2$, 4 df, $p = 0.01$).

3.2 Fluctuations in factors potentially affecting loon productivity

Most of the eggs and chicks that did not survive to fledging disappeared from the nest leaving no clues to their fate, although they were presumably taken by predators. The most common predator species at Toker Point were the arctic fox *Alopex lagopus*, Glaucous Gull *Larus hyperboreus*, Parasitic Jaeger *Stercorarius parasiticus*, and Sandhill Crane *Grus canadensis*. The first three species were seen taking loon eggs, whereas the Sandhill Crane was only suspected of doing so. However, Sandhill Cranes are known predators of eggs (Harvey et al. 1968; Reynolds 1985), including Red-throated Loon eggs (Davis 1972), and were often seen feeding in the wetlands in the vicinity of loon nests. Although less abundant in the study area, the Common Raven *Corvus corax* may have also taken loon eggs (Marquiss and Booth 1986).

For the first few days after hatch, loon chicks were easy prey for avian predators if left unattended, because they were unable to dive well enough to escape. The Glaucous Gull was the chief predator and the only species seen preying successfully on loon chicks. On one occasion, I saw a Sandhill Crane try unsuccessfully to catch a loon chick. Parasitic Jaegers took fish from adult loons that were carrying fish to the nesting pond, but none was seen taking loon chicks. Foxes were likely not a major threat because of the mobility of loon chicks on water within two to three days of hatch.

Table 2
Breeding statistics for the Red-throated Loon obtained by continuous monitoring of the Toker Point study plot throughout the breeding season

Year	No. of resident pairs	No. (%) of resident pairs that nested**		No. of eggs[a]	No. (%) of eggs that hatched**[b]		No. (%)[c] of chicks that fledged**[d]		No. (%) of successful pairs**	
1985	47	42	(89)	92	37	(38)	23	(62)	18	(43)
1986	45	32	(71)	68	12	(17)	8	(67)	7	(22)
1987	49	43	(88)	97	14	(14)	9	(64)	6	(14)
1988	49	44	(90)	95	37–57	(39–60)	14	(25–38)	14	(32)
1989	52	48	(92)	107	10–21	(9–20)	1	(5–10)	1	(2)

** Difference among years significant at $p < 0.05$ (χ^2 test, 4 df).

[a] Includes replacement clutches. Clutch size was unknown for 11 nests in 1988 and 15 nests in 1989. For these nests, the number of eggs was estimated based on the annual average clutch size.

[b] Confirmed number of eggs hatched in 1988 was 37, with 20 additional eggs possibly hatching. In 1989, 10 eggs hatched and 11 more may have hatched.

[c] Proportion of hatchlings that fledged.

[d] Assumed chicks <40 days old at freeze-up did not survive.

Table 3
Changes in abundance of the most common predators of loon eggs and chicks at the Toker Point study plot, 1985–89

Year	Mean daily count[a]				
	Arctic fox**	Sandhill Crane**	Parasitic Jaeger	Glaucous Gull	Common Raven
1985	0.0	5.5	4.3	30.1	1.2
1986	0.3	6.1	2.6	30.5	0.7
1987	0.9	5.0	3.8	28.1	0.9
1988	0.1	6.3	3.5	22.5	0.5
1989	0.2	13.6	3.6	20.7	0.6

** Difference among years significant at $p < 0.05$ (Quade Test, $K_1 = 4$, $K_2 = 32$).

[a] Calculated from daily counts recorded over six-day intervals from 17 June to 9 August each year.

Table 4
Changes in the number of predatory bird species nesting in the Toker Point study plot, 1985–89

Year	No. of pairs (no. of young)						
	Sandhill Crane		Parasitic Jaeger		Glaucous Gull**		Common Raven
1985	5	(4)	4	(1)	38	(30)	0
1986	12	(0)	6	(0)	40	(14)	2
1987	8	(0)	6	(2)	32	(22)	1
1988	10	(6)	3	(3)	36	(42)	1
1989	14	(7)	5	(2)	30	(27)	1

** Difference among years in number of young significant at $p < 0.05$ (χ^2 test, 4 df).

The arctic fox and Sandhill Crane were the only predators that differed significantly in numbers among years (Table 3). The arctic fox was more abundant in 1986 and 1987 than in the other three years (Quade Test, T = 12.6, $K_1 = 4$, $K_2 = 32$, $p < 0.05$). The Sandhill Crane was more abundant in 1989 than in any other year (Quade Test, T = 6.8, $K_1 = 4$, $K_2 = 32$, $p < 0.05$), because of an influx of nonbreeding birds that occurred only that year. They arrived during the last week of June and remained in the study plot in small flocks of 3–12 birds until fall migration.

The number of nesting pairs of each of the common avian predators at Toker Point did not change significantly among years (χ^2 tests, 4 df, $p > 0.05$) (Table 4). However, Glaucous Gull chick production did vary ($\chi^2 = 15.8$, 4 df, $p < 0.05$), being highest in 1988 and lowest in 1986.

The abundance of alternative prey for the chief predators of loon eggs and chicks could affect predator pressure on the loons (Lack 1954). Thus, the abundances of small rodents and waterfowl nests, eggs, and young were monitored each year. The number of waterfowl nests found in the Toker Point study plot differed among years ($\chi^2 = 11.7$, 4 df, $p < 0.05$), with fewer waterfowl nesting in 1986 and more nesting in 1987 (Table 5). Likewise, the number of waterfowl chicks seen differed among years ($\chi^2 = 254.1$, 4 df, $p < 0.05$). The lowest productivity occurred in 1986 and 1987. Productivity was low in the latter year despite a strong breeding effort.

The small mammals captured in live-traps were all northern red-backed voles *Clethrionomys rutilus*, except for one meadow vole *Microtus pennsylvanicus*. The number of voles captured differed significantly among years (Kruskal-Wallis Test, T = 19.9, 2 df, $p < 0.05$), peaking in numbers in 1988 and crashing in 1989 (Table 5). Although no trapping occurred in the first two years of the study, casual observations indicated that there were more voles in 1985 than in 1986. Daily sightings of arctic ground squirrels *Spermophilus parryi* indicated no significant change in their numbers during the study period (Quade Test, T = 2.1, $K_1 = 4$, $K_2 = 24$, $p > 0.05$) (Table 5).

Table 5
Changes in the abundance of prey other than loon eggs and chicks at the Toker Point study plot, 1985–89

Year	Waterfowl		Voles (no. per 100 trap-nights)**[b]	Ground squirrels (mean daily count)[c]
	No. of nests***[a]	No. of young***[a]		
1985	21	226	No data	1.2
1986	11	70	No data	0.6
1987	33	33	4.0	2.0
1988	20	236	6.6	1.8
1989	23	241	1.8	1.8

** Significant difference among years at $p < 0.05$.

[a] χ^2 test, 4 df.
[b] Kruskal-Wallis test, 2 df.
[c] Quade test, $K_1 = 4$, $K_2 = 24$.

Table 6
Factors indicating the relative abundance of fish available to Red-throated Loons at the Toker Point study plot, 1985–89

Year	Beach seining**				Chick feedings* (no. of fish/chick/day)[b]		
	Fish caught per unit effort[a]			% of hauls with no fish			
	$\bar{x}$	SD	n		$\bar{x}$	SD	n
1985	—	No data	—	No data	10.0	4.8	24
1986	—	No data	—	No data	7.7	3.8	12
1987	31.9	53.4	36	30	7.2	4.3	15
1988	40.9	21.9	42	0	7.9	3.1	23
1989	40.2	31.8	48	8	9.0	4.3	14

** Significant difference among years at $p < 0.05$ (Kruskal-Wallis Test, T = 27.5, 2 df).

* Significant difference among years at $p = 0.07$ (Kruskal-Wallis Test, T = 8.5, 4 df). Multiple comparisons indicated that the feeding rate in 1985 was higher than in 1987 or 1988.

[a] Number of fish 5–20 cm long caught per 100 m of shoreline seined with a 10-m-long net.
[b] Each sample consisted of a 24-hour period of two-hour watches conducted every four hours.

The relative abundance of fish available to the loons was determined both by netting fish and by recording the frequency of chick feedings. There was no significant difference between years in the number of fish that Red-throated Loons brought to their chicks (Kruskal-Wallis Test, T = 8.5, 4 df, $p > 0.05$) (Table 6), although the higher feeding rate in 1985 than in 1987 or 1988 approached significance at $p = 0.07$. However, beach seining, which was carried out only in the last three years of the study, did indicate a difference in fish abundance among years. Fewer fish 5–20 cm long were netted in 1987 than in 1988 or 1989 (Kruskal-Wallis Test, T = 27.5, 2 df, $p < 0.05$) (Table 6).

The shallow ponds used by the Red-throated Loons for nesting thawed in late May and early June, with the exception of 1986, when they did not thaw until 18 June (Table 7). Based on weather data from Tuktoyaktuk airport 20 km from Toker Point, spring thaw was over a week earlier than normal in 1985, 1988, and 1989 and over a week

Table 7
Changes in nesting habitat conditions for Red-throated Loons at the Toker Point study plot, 1985–89

	Breakup		Freeze-up		
Year	Reach 30 thawing degree-days[a,b]	Shallow ponds open	Shallow ponds frozen	Mean temperature for Sept. (°C)[a,c]	Water levels
1985	31 May	Early June	19 Sept.	2.7	Low
1986	18 June	18 June	24 Sept.	5.0	High
1987	9 June	8 June	26 Sept.	4.0	Medium
1988	4 June	29 May	23 Sept.	3.1	Low
1989	31 May	1 June	17 Sept.	4.1	Medium

[a] Data for Tuktoyaktuk airport (Atmospheric Environment Service).
[b] 27-year norm, 10 June.
[c] 27-year norm, 2.6°C.

late in 1986. The nesting ponds froze earliest in 1989, on 17 September, and latest in 1987, on 26 September.

Only one major storm occurred during the breeding season over the five-year study period. From 1 to 4 August 1988, strong northwesterly winds (50 km/h gusting to 70 km/h) with rain and snow showers created unusually high surf and high tides, which flooded coastal lowlands all along the northwestern shore of Tuktoyaktuk Peninsula. All other storms that occurred either had winds less than 50 km/h or lasted no more than a day (storms at freeze-up excluded).

Water levels on the shallow ponds used by the Red-throated Loons during breeding season were high in 1986 and low in 1985 and 1988 (Table 7). When water levels were low, many of the ponds partially dried up, and several nests originally built in water became stranded on land several metres from the water's edge by mid-July. Flooding of nests during incubation did not occur during the study.

4.0 Discussion

4.1 Abundance of loon pairs

During the five-year study period, the number of pairs of Red-throated Loons at the Nuvorak Point study plot increased markedly from 44 pairs in 1985 to a peak of 70 pairs in 1988. At each of the other study plots, there was a smaller increase of 7–18 pairs during the first three to four years of the study. Some of this increase was likely due to the discovery of additional territories that had been missed in previous years. Ground-truthing of an aerial survey in the first year of the study indicated that we had missed 10% of the nests. As the loons tend to renest in the same pond each year, fewer nests were likely missed in subsequent years. This would artificially raise the pair count, particularly during the first two or three years of the study. However, the near doubling of the number of pairs at Nuvorak Point between 1985 and 1988 must have also been due in part to a real growth in numbers.

Further evidence in support of a slight growth in the regional population of Red-throated Loons was their productivity, which averaged 0.63 young per nesting pair over the five years of the study. Although the survival rate of the Red-throated Loon is unknown, Nilsson (1977) calculated that the Arctic Loon *Gavia arctica* in Sweden would maintain its population level if it produced 0.4–0.5 fledged young per pair each year. Assuming the mortality rate for the Red-throated Loon is similar and that they return to their natal breeding grounds to nest, as banding studies by Furness (1983) suggest, the reproductive rate measured during this study should result in a slight growth in the regional population.

Significant growth in the number of pairs occurred only at Nuvorak Point, suggesting that the other study plots were already nearly full to capacity. Nuvorak Point may have less favourable nesting habitat, as is also suggested by the lower breeding success there most years compared with the other plots surveyed by helicopter. If the habitat at Nuvorak Point is suboptimal, in future it may provide the earliest indication of changes in the number of loons in the region.

4.2 Factors affecting loon productivity

In the following discussion of the primary factors that influenced productivity each year, emphasis has been placed

Figure 4
Effect of the timing of spring thaw on the timing of nest initiation and proportion of Red-throated Loon pairs that nested at Toker Point

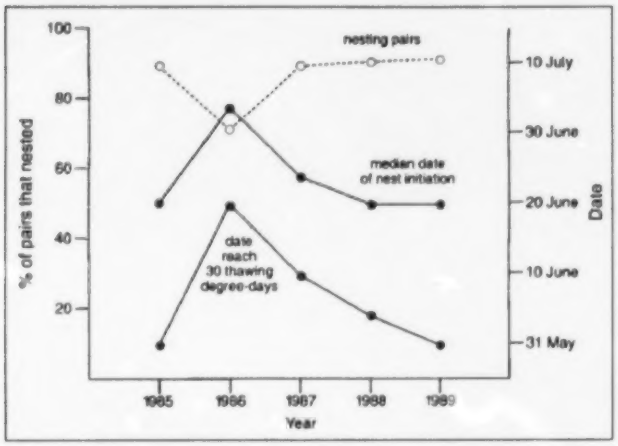
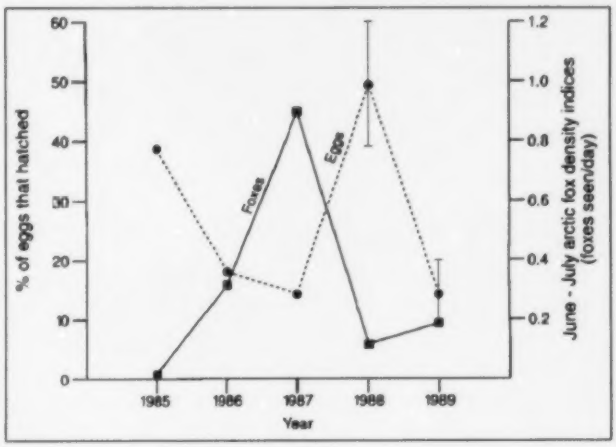


Figure 5
Relationship between arctic fox abundance and the proportion of Red-throated Loon eggs that hatched at Toker Point



on data from the Toker Point study plot, for which there is the most ecological information.

4.2.1 Breeding effort

The breeding effort of the Red-throated Loon was constant in every year except 1986. The lower number of pairs that nested that year coincided with a late spring thaw. The ponds used by Red-throated Loons to nest became ice-free 10–20 days later in 1986 than in the other four years of the study (see Table 7). Subsequently, nest initiation was about two weeks late, and only 71% of the resident pairs at Toker Point laid eggs, compared with 88–92% in other years (Fig. 4).

A diminished breeding effort in a late season has been reported previously for a number of bird species. Several species of arctic-nesting geese respond to a late spring by either not nesting or laying smaller clutches (Barry 1962; Owen and Norderhaug 1977; Raveling and Lumsden 1977; Davies and Cooke 1983). Similarly, Herring Gulls *Larus argentatus* lay smaller clutches (Meathrel et al. 1987). The Thick-billed Murre *Uria lomvia,* which lays only one egg, lays a smaller egg in a late season (Gaston and Nettleship 1981).

It is unknown precisely what factors and mechanisms depress the reproductive effort of the Red-throated Loon in years when spring is late. For most temperate birds, day length determines whether the reproductive system is in an active or inactive state (Loft and Murton 1968; Silver and Ball 1989). However, for the final stages of ovarian recrudescence, the female needs additional stimuli, including territorial behaviour, intrapair behaviour, a nest site, and nest material. For loons, these final cues would likely not occur until the nesting pond was thawed (Yonge 1981). If the ponds stayed frozen long enough, gameto-genesis in some individuals might terminate prior to the final stimulus required for egg development. Hence, the loon would not nest. However, the fact that Red-throated Loons at Toker Point renested as late as 23 July suggests that the reproductive system of most loons would still be in an active state on 18 June, which was when most of the nesting ponds melted in 1986.

Alternatively, poor feeding conditions during the prelaying period may be the primary reason why fewer loons nest in a late spring. Most years, the loons arrive in the offshore leads of open water in the Beaufort Sea within a few days of the thawing of the nesting ponds (Alexander et al. 1988; Johnson and Herter 1989). However, in 1986, the ponds thawed two to three weeks after their arrival. During the interim period, T. Barry (pers. commun.) saw thousands of Red-throated Loons and Pacific Loons *Gavia pacifica* staging on the lower Mackenzie River. The river may be suboptimal feeding habitat for loons, as, according to T. Barry (pers. commun.), such large numbers have been seen there only in years when there was very little open water in the Beaufort Sea. Thus, their energy reserves would be depleted while waiting for their nesting ponds to thaw.

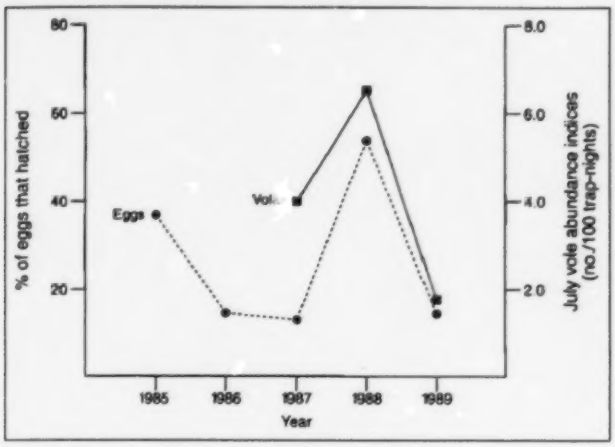
In an attempt to determine if the Red-throated Loons were nutritionally stressed following the late spring breakup, egg sizes in 1986 were compared with those in other years. The mean weights of eggs weighed within two days of laying were 78.1 ± 5.8 g (n = 43) in 1985, 75.6 ± 6.7 g (n = 40) in 1986, and 77.8 ± 5.9 g (n = 43) in 1987. Although the eggs in 1986 tended to be lighter, thereby indicating nutritional stress (Elridge and Krapu 1988), the difference in egg weights was not significant (one-way ANOVA, $p = 0.13$).

Whatever the factors that inhibit the loons from nesting in a late spring, it is likely an adaptation to the short arctic season. The later nest initiation occurs, the lower the probability of successfully raising young to fledge prior to freeze-up. By not nesting, the pair would be in better condition by autumn, hence more likely to survive until the next nesting season.

4.2.2 Hatching success

The annual fluctuations in hatching success at Toker Point (estimated 14–50% from 1985 to 1989) were governed by many interrelated factors, so that the degree of influence of a single factor was often difficult to determine. However, one obvious major influence was predation by arctic foxes. There was an inverse relationship between the hatching success of the loon eggs and the number of foxes in the study area (Fig. 5). Hatching success was highest in 1985 and 1988 when there were very few foxes, whereas it was lowest in 1987 when foxes were most abundant (see Tables 2 and 3). Studies in Alaska likewise noted heavier losses of

Figure 6
Relationship between vole abundance and the proportion of Red-throated Loon eggs that hatched at Toker Point



loon eggs in years when fox activity was high (Bergman and Derksen 1977; Schamel and Tracy 1985).

Avian predator numbers at Toker Point remained stable throughout the five-year study, except for an influx of nonbreeding Sandhill Cranes in 1989. Although the abundance of cranes likely contributed to the greater loss of eggs that year, avian predators generally had less influence than the fox on the percentage of eggs that hatched in different years. Bergman and Derksen (1977) likewise found that jaeger and Glaucous Gull numbers did not change during a five-year study in northern Alaska, suggesting that the fox had a greater influence on the annual fluctuations in loon productivity.

Egg predation was unexpectedly high in 1989 given the moderate number of foxes in the study area that year. However, vole numbers were low in 1989, which might have contributed to the high rate of predation of loon eggs (Fig. 6). The arctic fox, whose main prey are small rodents, shifts to alternative prey such as eggs when small rodents are not abundant (Larson 1960; Macpherson 1969). Thus, although there was only a moderate number of foxes on the study area in 1989, they likely put more effort into searching for loon eggs. Low vole numbers may have also influenced the number of eggs taken by the Glaucous Gull, Sandhill Crane, and Common Raven. All of these species eat both small rodents and eggs and tend to take each food item in proportion to its abundance (Herter 1982; Marquiss and Booth 1986; Barry and Barry 1990).

A relationship between productivity and small rodent cycles has been observed in a number of other bird species. Pehrsson (1986) found that the production of Oldsquaw *Clangula hyemalis* ducklings doubled in peak rodent years. Likewise, the abundance of small rodents has been linked to the breeding success of the Brant *Branta b. bernicla* (Dhondt 1987), Curlew Sandpiper *Calidris ferruginea* (Roselaar 1979), Willow Ptarmigan *Lagopus lagopus* (Myrberget 1972), Rock Ptarmigan *Lagopus mutus* (Jarvinen 1990), Black Grouse *Tetrao tetrix* (Angelstam et al. 1985), and Pacific Loon (Petersen 1979). All stated that the best explanation for this link was that predators switched from eating small rodents to eggs and young birds in years when small rodents were less abundant.

Hatching success was also unexpectedly low in 1986, given the moderate numbers of foxes in the study area that year. This may have again been linked to predators shifting to loon eggs when other prey items were less abundant. Fewer waterfowl laid eggs in 1986 due to the late spring thaw, so that predator pressure on loon eggs was likely heavier. Similarly, Davis (1972) and Petersen (1979) both attributed an increase in predation of Pacific and Red-throated loon eggs to a decline in the availability of eggs from a nearby goose colony. This occurred each year just before hatch of the goose eggs, when the geese became more protective of their eggs.

The intensive monitoring of the loons by observers on the ground at Toker Point had a marked effect on hatching success. During a preliminary investigation in 1984, the search for incubating loons at Toker Point was conducted by helicopter. That year, Toker Point had the highest breeding success of all five study plots, indicating that, when undisturbed, Toker Point is one of the most productive areas of the region for loons. In the following five years, when Toker Point was checked every three to five days by observers on foot, it had the lowest productivity in the study area (except for Nuvorak Point in 1985). The loons usually reacted to an observer on foot by getting off the nest and not returning until the observer was out of sight. Given that most of the vegetation at Toker Point was less than half a metre high, an observer was often within view of a loon for several kilometres. Thus, loons would remain off their nests for extended periods of time, leaving their eggs vulnerable to predation. Increased loss of eggs to predators due to human disturbances near nests in the arctic has been previously reported by numerous researchers (Harvey 1971; MacInnes and Misra 1972; Strang 1980; Enquist 1983; Barry and Barry 1990).

4.2.3 Fledging success

Most (78%) losses of Red-throated Loon chicks occurred within three weeks of hatch, whereas an additional 13% presumably died at freeze-up because they were still too young to fledge. Many of the earlier deaths may have been due to starvation of the youngest chick in the brood. Von Braun et al. (1968), Davis (1972), and Bergman and Derksen (1977) all found that the youngest chick usually died within two weeks of hatch. Davis (1972) noted that because the eggs hatched a day apart, the oldest chick had an advantage over the other chicks in competing for fish brought to them. He found that the youngest chick generally did not get fed until the oldest was satiated, hence it usually starved to death.

The percentage of hatchlings that fledged was a consistent 62–67% from 1985 to 1987, but dropped to 25–38% in 1988 and only 5–10% in 1989. Evidence suggests that there was heavier predation on loon chicks in 1988 and 1989. The greater chick loss in 1988 coincided with a significantly larger number of Glaucous Gull chicks in the study area than in other years. Although Glaucous Gulls are not major egg predators, they do consume significant numbers of newly hatched birds, particularly if there is human disturbance (Barry and Barry 1990). The heavier loss of chicks in 1989 coincided with an influx of nonbreeding Sandhill Cranes that occurred only that year. The low vole numbers in 1989 likely further contributed to loon chick losses that year, as predators switched from eating voles to alternative prey species.

There was no evidence that the high mortality rate of chicks in 1988 and 1989 was caused by a decline in their food supply. The results of the fish-netting operation

indicated that there were actually more fish of the size taken by the Red-throated Loons in 1988 and 1989 than in 1987. Furthermore, feeding rates of loon chicks did not differ significantly among years, indicating that food availability had not changed.

Another factor that may have contributed to the high chick mortality in 1988 was a severe storm that occurred from 1 to 4 August. Although only one chick death was linked directly to the storm, the four chicks that disappeared during the following week may have also died as a result of the four-day storm. Dunn (1975) reported that rain and wind lasting several consecutive days weakened tern chicks sufficiently that they were unable to beg vigorously enough to elicit the appropriate feeding response from their parents. The chicks subsequently starved to death. The four-day storm at Toker Point may have had a similar effect on the loons, although such an occurrence has not been documented for loons.

The early freeze-up in 1989 might have contributed to the low fledging success that year. The nesting ponds used by the Red-throated Loons froze 10 days prior to the date when any of the chicks from replacement clutches would have fledged. However, because we left the study area before freeze-up each year, it is unknown how unfledged chicks react when their ponds freeze. Although I assumed chicks less than 40 days old at the time of freeze-up died, some may have survived by moving to open water on a nearby lake. On four occasions during this study, chicks moved up to 300 m across land to another water body as a result of either low water levels on their nesting ponds or disturbance. Similar movements have been reported by Von Braun et al. (1968), Bergman and Derksen (1977), and Furness (1983). Thus, given their ability to traverse land, some of the Red-throated Loon chicks might have survived an early freeze-up.

4.3 Effectiveness of the Red-throated Loon as a bioindicator

For a bird species to be an effective indicator of environmental change, the bird must be sensitive to the change, it must be possible to obtain reliable information on the population size and productivity of the bird, and it must be possible to establish a link between a change in the indicator and the cause of that change.

Of all the bird species in the Beaufort Sea region, the Red-throated Loon is probably the most vulnerable to the types of environmental change that could occur as a result of offshore oil and gas development. The Red-throated Loon feeds daily on fish in marine nearshore waters. Thus, it is highly vulnerable to oil pollution. Because of its position in the food chain, the loon is sensitive to environmental contaminants that bioaccumulate, as well as any environmental change that affects the abundance of fish. Furthermore, because it nests near shore, the loon is vulnerable to the loss or degradation of terrestrial habitat that will occur when support facilities (e.g., docks, staging areas, roads, pipelines) for offshore oil and gas production are constructed.

Reliable data on the abundance and productivity of the Red-throated Loon can be obtained rapidly by helicopter with little effect on the loons. All of the chicks, 95% of the resident pairs, and 90% of the nests were located. The reaction of the loons to the helicopter was mild and short in duration. When approached by helicopter, most loons slipped off the nest within 100 m or less, remained on the pond, and returned to the nest as soon as the helicopter left. Thus, accurate data could be collected with only minor disturbance to the loons.

Analyses of the natural factors affecting breeding effort and success proved to be much more difficult because there were so many factors affecting productivity and they were often interrelated. It was not possible to adequately measure all of the key factors, partly because of project funding, but also because of the disturbance effect of such a comprehensive study. For example, it is doubtful that the data obtained by beach seining were sufficient to be a reliable indicator of fish abundance. Furthermore, although the effects of some factors such as late spring thaw or egg predation by foxes have been well documented, the role of other factors, such as disease and parasites, is poorly understood. Such gaps in knowledge lend uncertainty to any analysis of the chief factors affecting productivity. Consequently, it might be difficult to differentiate between natural and human-induced changes in Red-throated Loon productivity in the postdevelopment phase of the monitoring study.

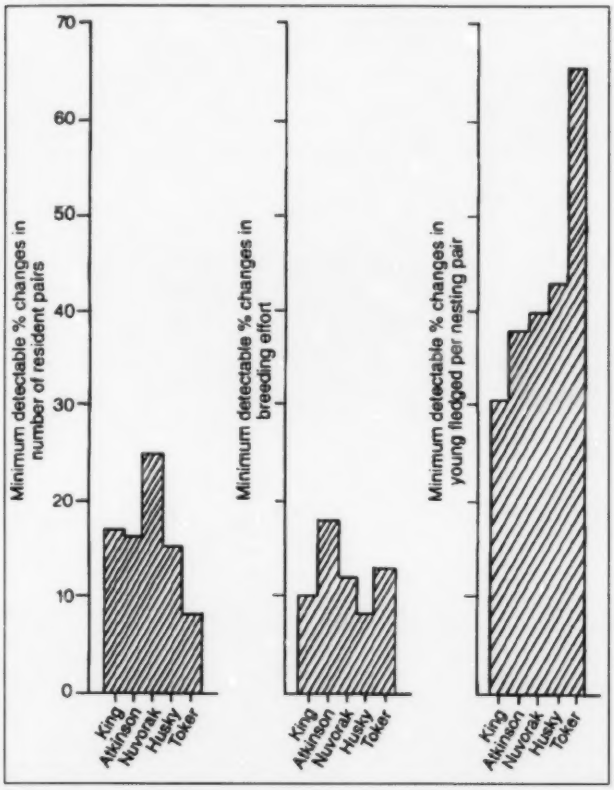
Of the three parameters being monitored, breeding success will be the most effective indicator of environmental change in the Beaufort Sea region. Hatch and survival of young to fledging are primarily dependent on local conditions, whereas changes in the number of resident pairs of loons and their breeding effort could also be due to conditions on the wintering and staging grounds.

Although breeding success is the most appropriate parameter, only large changes in breeding success will be detectable, because of the wide natural annual fluctuations in chick production. Based on this five-year study, the minimum future change in the number of young fledged per pair that will be detectable with 95% certainty will be 31–43% (Toker Point data excluded because of the impact of the ground observers on breeding success) (Fig. 7). Any change less than that could simply be a natural fluctuation in breeding success.

Breeding effort each year was more consistent than breeding success, so that future human-induced changes should be easier to detect. A minimum change of 8–18% in the proportion of resident pairs that nest will be detectable (Fig. 7). Also, the effect of a late spring thaw on breeding effort has been clearly documented. However, there are other factors that might affect breeding effort, including poor nutrient status of the female, for reasons other than a late season, and the age structure of the breeding population (Baillie and Milne 1982; Davies and Cooke 1983; Anderson 1989). Should the breeding effort change, such factors would have to be investigated.

The number of resident pairs of loons was fairly stable, with the exception of one study plot. Thus, a minimum change of 8–17% in the number of resident pairs will be detectable with 95% certainty at four of the study plots, although only a change of 25% or more would alert us to potential human impacts at the fifth plot (Fig. 7). A disadvantage of monitoring population size is the time lag that might occur between impact and detection. Changes that affect chick production will not show in the adult population until the chicks return to the nesting ground several years later. The time lag will make it more difficult to decipher which underlying event caused a change in population size (Temple and Wiens 1989). The subsequent delay in

Figure 7
Minimum level of change in the parameters being monitored that would indicate a human-induced environmental change had occurred



correcting the problem might also result in a longer recovery period.

The Red-throated Loon should not be regarded as an indicator of a broad spectrum of environmental changes. Although it is relatively sensitive to changes that might occur as a result of oil and gas activity, such as marine pollution, human disturbance, or degradation of wetland habitat near the coast, it may not be a suitable indicator of other human-induced changes. For example, as the loon is not a preferred species for local hunters, it would probably not reflect a change in hunting pressure. Similarly, because the loon does not depend on seeds, berries, or insects for food, it would likely not alert us to changes that affect those aspects of the environment.

The annual productivity of the Red-throated Loon will not necessarily represent the breeding effort and breeding success of other bird species. The waterfowl and Red-throated Loons at Toker Point followed a similar pattern of breeding effort and breeding success for the first four years of the study. However, in the last year, waterfowl productivity was high, whereas loon productivity was low. The reasons for this are beyond the scope of the present study, but its occurrence shows that one should use caution when extrapolating from the indicator species to other bird species.

5.0 Conclusions

The Red-throated Loon is a suitable species for monitoring environmental changes caused by offshore oil and gas development in the Beaufort Sea. It is vulnerable to the potential environmental impacts of the development, and accurate data on its population size and productivity can be obtained with little effect on the indicator species itself. Breeding success will be the best indicator of environmental change occurring within the Beaufort Sea region. However, only large changes of 31–43% in productivity will be detectable with 95% certainty because of the natural large annual fluctuations in breeding success. Furthermore, human-induced changes in productivity of the loon may be difficult to identify because the cause-and-effect relationship between natural fluctuations in the environment and loon productivity is difficult to measure and interpret. Thus, for the monitoring program to succeed, surveys during the development and postdevelopment phases of the study will have to span several years. Otherwise, an unnatural upward or downward trend in productivity may go undetected. Furthermore, if a change is detected, an intensive study will have to be conducted to determine the cause of the change.

Literature cited

Alexander, S.A.; Ealey, D.M.; Barry, S.J. 1988. Spring migration of Eiders, Oldsquaw and Glaucous Gulls along offshore leads of the Canadian Beaufort Sea. Tech. Rep. Ser. No. 56, Can. Wildl. Serv., Edmonton.

Anderson, D.J. 1989. Differential responses of boobies and other seabirds in the Galapagos to the 1986–87 El Niño Southern Oscillation event. Mar. Ecol. Prog. Ser. 52:209–216.

Angelstam, P.; Lindström, E.; Widén, P. 1985. Synchronous short-term population fluctuations of some birds and mammals in Fennoscandia—occurrence and distribution. Holarct. Ecol. 8:285–298.

Baillie, S.R.; Milne, H. 1982. The influence of female age on breeding in the Eider *Somateria mollissima*. Bird Study 29:55–66.

Barry, S.J.; Barry, T.W. 1990. Food habits of Glaucous Gulls in the Beaufort Sea. Arctic 43:43–49.

Barry, T.W. 1962. Effect of late seasons on Atlantic Brant reproduction. J. Wildl. Manage. 26:19–26.

Bergman, R.D.; Derksen, D.V. 1977. Observations on Arctic and Red-throated Loons at Storkersen Point, Alaska. Arctic 30:41–51.

Davies, J.C.; Cooke, F. 1983. Annual nesting productivity in Snow Geese: prairie droughts and arctic springs. J. Wildl. Manage. 47:291–296.

Davis, R.A. 1972. A comparative study of the use of habitat by Arctic Loons and Red-throated Loons. Ph.D. thesis, Univ. of Western Ontario, London.

Dhondt, A.A. 1987. Cycles of lemmings and Brent Geese *Branta b. bernicla*: a comment on the hypothesis of Roselaar and Summers. Bird Study 34:151–154.

Dome Petroleum Ltd.; ESSO Resources Canada Ltd; Gulf Canada Resources Inc. 1982. Environmental impact statement for hydrocarbon development in the Beaufort Sea – Mackenzie Delta region. Vol. 2. Development systems. Calgary.

Dunn, E.K. 1975. The role of environmental factors in the growth of tern chicks. J. Anim. Ecol. 44:743–754.

Elridge, J.L.; Krapu, G.L. 1988. The influence of diet quality on clutch size and laying pattern in Mallards. Auk 105:102–110.

Enquist, M. 1983. How do Arctic Skuas *Stercorarius parasiticus* search for diver eggs? Ornis Fenn. 60:83–85.

Eriksson, M.O.G.; Blomqvist, D.; Hake, M.; Johansson, O.C. 1990. Parental feeding in the Red-throated Diver *Gavia stellata*. Ibis 132:1–13.

Furness, R.W. 1983. Foula, Shetland. Vol. 4. The birds of Foula. The Brathay Hall Trust, Ambleside, Cumbria.

Gaston, A.J.; Nettleship, D.N. 1981. The Thick-billed Murres of Prince Leopold Island — a study of the breeding ecology of a colonial high arctic seabird. Can. Wildl. Serv. Monogr. Ser. No. 6.

Harvey, J.M. 1971. Factors affecting blue goose nesting success. Can. J. Zool. 49:223–234.

Harvey, J.M.; Lieff, B.C.; MacInnes, C.D.; Prevett, J.P. 1968. Observations on behavior of Sandhill Cranes. Wilson Bull. 80:421–425.

Herter, D.R. 1982. Habitat use and harassment of Sandhill Cranes staging on the eastern Copper River Delta, Alaska. M.Sc. thesis, Univ. of Alaska, Fairbanks.

Jarvinen, A. 1990. Changes in the abundance of birds in relation to small rodent density and predation rate in Finnish Lapland. Bird Study 37:36–39.

Johnson, S.R.; Herter, D.R. 1989. The birds of the Beaufort Sea. BP Exploration (Alaska) Inc., Anchorage.

Lack, D. 1954. The natural regulation of animal numbers. Clarendon Press, Oxford.

Larson, S. 1960. On the influence of the arctic fox *Alopex lagopus* on the distribution of arctic birds. Oikos 11:276–305.

Loft, B.; Murton, R.K. 1968. Photoperiodic and physiological adaptations regulating avian breeding cycles and their ecological significance. J. Zool. 155:327–394.

MacInnes, C.D.; Misra, R.K. 1972. Predation on Canada Goose nests at McConnell River, Northwest Territories. J. Wildl. Manage. 36(2):414–422.

Macpherson, A.H. 1969. The dynamics of Canadian arctic fox populations. Can. Wildl. Serv. Rep. Ser. 8.

Marquiss, M.; Booth, C.J. 1986. The diet of Ravens, *Corvus corax* in Orkney. Bird Study 33:190–195.

Meathrel, C.E.; Ryder, J.P.; Termaat, B.M. 1987. Size and composition of Herring Gull eggs: relationship to position on the laying sequence and the body condition of females. Colonial Waterbirds 10:55–63.

Morrison, M.L. 1986. Bird populations as indicators of environmental change. Pages 429–451 *in* R.F. Johnson (ed.), Current ornithology. Plenum, New York.

Myrberget, S. 1972. Fluctuations in a North Norwegian population of Willow Grouse. Pages 107–120 *in* Proc. XVth Int. Ornithol. Congr., The Hague.

Nilsson, S.G. 1977. Adult survival rate of the Black-throated Diver, *Gavia arctica*. Ornis Scand. 8:193–195.

Norberg, R.A.; Norberg, U.M. 1976. Size of fish carried by flying Red-throated Divers, *Gavia stellata* (Pont.) to nearby fledged young in nesting tarn. Ornis Fenn. 53:92–95.

Owen, M.; Norderhaug, M. 1977. Population dynamics of Barnacle Geese, *Branta leucopsis* breeding in Svalbard, 1948–1976. Ornis Scand. 8:161–174.

Pehrsson, O. 1986. Duckling production of the Oldsquaw in relation to spring weather and small-rodent fluctuations. Can. J. Zool. 64:1835–1841.

Petersen, M.R. 1979. Nesting ecology of Arctic Loons. Wilson Bull. 91:608–617.

Raveling, D.G.; Lumsden, H.G. 1977. Nesting ecology of Canada Geese in the Hudson Bay lowland of Ontario: evolution and population regulation. Ont. Minist. Nat. Resour., Fish and Wildl. Res. Rep. 98.

Reimchem, T.E.; Douglas, S. 1984. Feeding schedule and daily food consumption in Red-throated Loons (*Gavia stellata*) over the prefledging period. Auk 101:593–599.

Reynolds, J.D. 1985. Sandhill Crane use of nest markers as cues for predation. Wilson Bull. 97:106–108.

Roselaar, C.S. 1979. Fluctuaties in aantallen Krombekstrandlopers *Calidris ferruginea*. Watervogels 4:202–210.

Schamel, D.; Tracy, D.M. 1985. Replacement clutches in the Red-throated Loon. J. Field Ornithol. 56:282–283.

Silver, R.; Ball, G.F. 1989. Brain, hormone and behavior interactions in avian reproduction: status and prospectus. Condor 91:966–978.

Strang, C.A. 1980. Incidence of avian predators near people searching for waterfowl nests. J. Wildl. Manage. 44(1):220–224.

Temple, S.A.; Wiens, J.A. 1989. Bird populations and environmental changes: can birds be bio-indicators? Am. Birds 43:260–270.

Von Braun, C.; Hessle, A.C.; Sjolander, S. 1968. Smalommen (*Gavia stellata* L.) beteende under ungvarnadstiden. Zool. Revy 30:94–95.

Yonge, K.S. 1981. The breeding cycle and annual production of the Common Loon (*Gavia immer*) in the boreal forest region. M.Sc. thesis, Univ. of Manitoba, Winnipeg.

Other publications in the Occasional Papers series

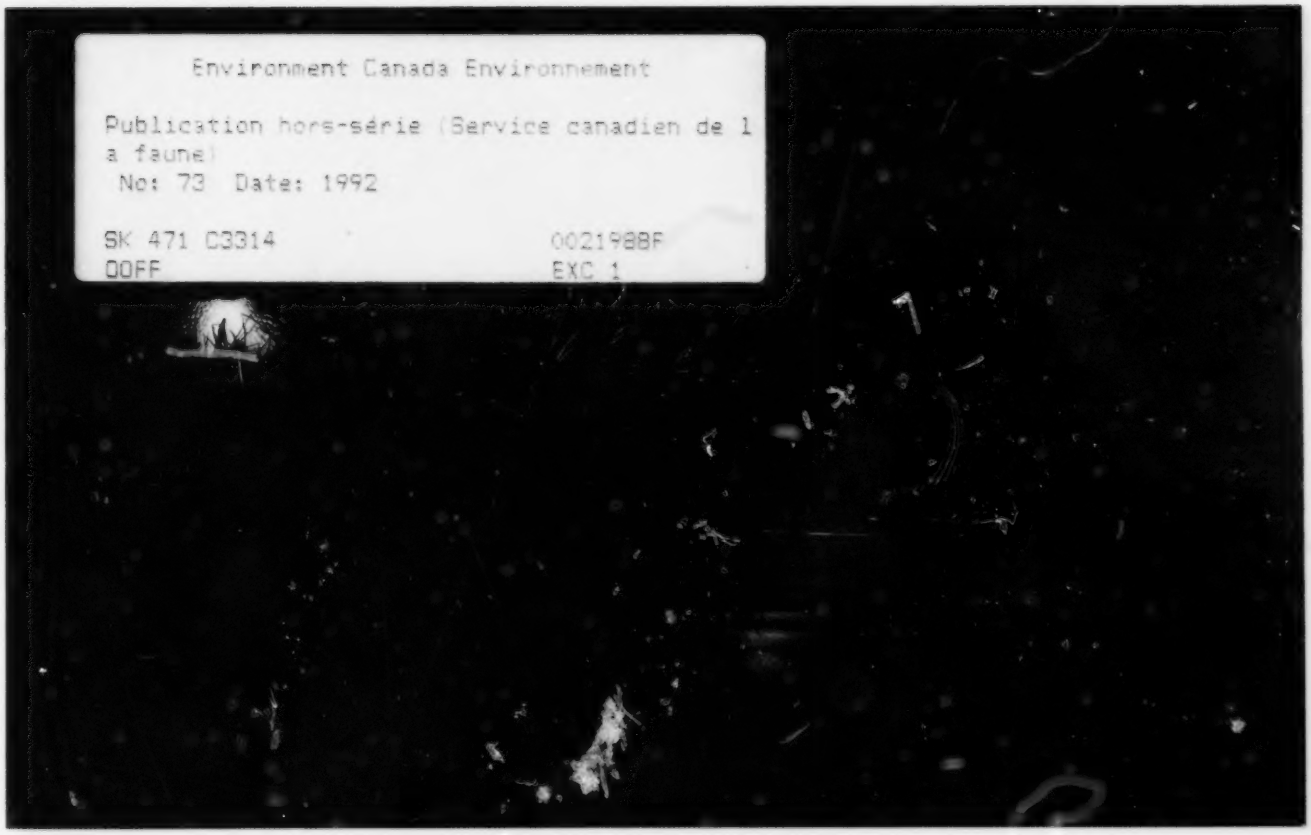
No. 1
Birds protected in Canada under the Migratory Birds Convention Act/Oiseaux protégés au Canada en vertu de la Loi concernant les oiseaux migrateurs. 1991 edition. Bilingual.
Cat. No. CW69-1/1-1991.
No. 2
Canadian bird names, French, English and scientific. Bilingual.
Cat. No. CW69-1/2. Publ. 1957, rev. 1972.
No. 3
Use of aerial surveys by the Canadian Wildlife Service, by D.A. Benson. Out of print.
Cat. No. CW69-1/3. Publ. 1963, repr. 1966.
No. 4
Queen Elizabeth Islands game survey, 1961, by J.S. Tener.
Cat. No. CW69-1/4. Publ. 1963, repr. 1972.
No. 5
Age determination in the polar bears, by T.H. Manning.
Cat. No. CW69-1/5. Publ. 1964, repr. 1973.
No. 6
A wildlife biologist looks at sampling, data processing and computers, by D.A. Benson. Out of print.
Cat. No. R69-1/6. Publ. 1964.
No. 7
Preliminary report on the effects of phosphamidon on bird populations in New Brunswick, by C.D. Fowle. Out of print.
Cat. No. R69-1/7. Publ. 1965.
No. 8
Birds of Nova Scotia–New Brunswick border region, by G.F. Boyer.
Cat. No. CW69-1/8. Publ. 1966, repr. 1981.
No. 9
Effects of dietary methylmercury on Ring-necked Pheasants, with special reference to reproduction, by N. Fimreite.
Cat. No. R69-1/9. Publ. 1971.
No. 10
Trends in populations of barren-ground caribou over the last two decades: a re-evaluation of the evidence, by G.R. Parker.
Cat. No. CW69-1/10. Publ. 1971, repr. 1972.
No. 11
The Canada migratory game bird hunting permit and related surveys, by D.A. Benson.
Cat. No. R69-1/11. Publ. 1971.
No. 12
Observations on duck hunting in eastern Canada in 1968 and 1969, by H.J. Boyd.
Cat. No. R69-1/12. Publ. 1971.
No. 13
Evaluation of ecological effects of recent low water levels in the Peace-Athabasca Delta, by H.J. Dirschl.
Cat. No. CW69-1/13. Publ. 1972.
No. 14
The Great Cormorants of eastern Canada, by A.J. Erskine.
Cat. No. CW69-1/14. Publ. 1972.
No. 15
Distribution of barren-ground caribou harvest in north-central Canada, by G.R. Parker.
Cat. No. CW69-1/15. Publ. 1972.
No. 16
Bird migration forecasts for military air operations, by H. Blokpoel.
Cat. No. CW69-1/16. Publ. 1973.
No. 17
Waterfowl populations on the Peace-Athabasca Delta, 1969 and 1970, by D.J. Neiman and H.J. Dirschl.
Cat. No. CW69-1/17. Publ. 1973.
No. 18
Gammarus predation and the possible effects of *Gammarus* and *Chaoborus* feeding on the zooplankton composition in some small lakes and ponds in western Canada, by R.S. Anderson and L.G. Raasveldt.
Cat. No. CW69-1/18. Publ. 1974.
No. 19
A summary of DDE and PCB determinations in Canadian birds, 1969 to 1972, by M. Gilbertson and L. Reynolds.
Cat. No. CW69-1/19. Publ. 1974.
No. 20
Development of a simulation model of Mallard Duck populations, by C.J. Walters, R. Hilborn, E. Oguss, R.M. Peterman and J.M. Stander.
Cat. No. CW69-1/20. Publ. 1974.
No. 21
Use of museum specimens in toxic chemical research, by A.M. Rick.
Cat. No. CW69-1/21. Publ. 1975.
No. 22
Impoundments for waterfowl, by W.R. Whitman.
Cat. No. CW69-1/22. Publ. 1976.
No. 23
Minimizing the dangers of nesting studies to raptors and other sensitive species, by R.W. Fyfe and R.R. Olendorff.
Cat. No. CW69-1/23. Publ. 1976.
No. 24
Waterfowl damage to Canadian grain: current problems and research needs, by L.G. Sugden.
Cat. No. CW69-1/24. Publ. 1976.
No. 25
Census techniques for seabirds of arctic and eastern Canada, by D.N. Nettleship.
Cat. No. CW69-1/25. Publ. 1976.
No. 26
Notes on the present status of the polar bear in James Bay and Belcher Islands area, by Charles Jonkel, Pauline Smith, Ian Stirling and George B. Kolenosky.
Cat. No. CW69-1/26. Publ. 1976.
No. 27
Limnological and planktonic studies in the Waterton Lakes, Alberta, by R. Stewart Anderson and Roderick B. Green.
Cat. No. CW69-1/27. Publ. 1976.
No. 28
Birds and mammals of the Belcher, Sleeper, Ottawa, and King George Islands, Northwest Territories, by T.H. Manning.
Cat. No. CW69-1/28. Publ. 1976.
No. 29
Developments in PPS sampling — Impact on current research, by A.R. Sen.
Cat. No. CW69-1/29. Publ. 1976.

No. 30
Dynamics of snowshoe hare populations in the Maritime Provinces, by Thomas J. Wood and Stanley A. Munroe.
Cat. No. CW69-1/30. Publ. 1977.
No. 31
Migration and population dynamics of the Peace-Athabasca Delta goldeye population, by D.B. Donald and A.H. Kooyman.
Cat. No. CW69-1/31. Publ. 1977.
No. 32
The effects of fire on the ecology of the Boreal Forest, with particular reference to the Canadian north; a review and selected bibliography, by John P. Kelsall, E.S. Telfer and Thomas D. Wright.
Cat. No. CW69-1/32. Publ. 1977.
No. 33
The ecology of the polar bear (*Ursus maritimus*) along the western coast of Hudson Bay, by Ian Stirling, Charles Jonkel, Pauline Smith, Richard Robertson and Dale Cross.
Cat. No. CW69-1/33. Publ. 1977.
No. 34
Canvasback habitat use and production in Saskatchewan parklands, by Lawson G. Sugden.
Cat. No. CW69-1/34. Publ. 1978.
No. 35
The diets of muskoxen and Peary caribou on some islands of the Canadian High Arctic, by Gerald R. Parker.
Cat. No. CW69-1/35. Publ. 1978.
No. 36
Observations of Mallards in the parkland of Alberta, by Michael F. Sorensen.
Cat. No. CW69-1/36. Publ. 1978.
No. 37
The wildlife valuation problem: A critical review of economic approaches, by William A. Langford and Donald J. Cocheba.
Cat. No. CW69-1/37. Publ. 1978.
No. 38
Spatial changes in waterfowl habitat, 1964–74, on two land types in the Manitoba Newdale Plain, by G.D. Adams and G.C. Gentle.
Cat. No. CW69-1/38. Publ. 1978.
No. 39
Patterns of pelagic distribution of seabirds in western Lancaster Sound and Barrow Strait, Northwest Territories, in August and September 1976, by D.N. Nettleship and A.J. Gaston.
Cat. No. CW69-1/39. Publ. 1978.
No. 40
Responses of Peary caribou and muskoxen to helicopter harassment, by Frank L. Miller and Anne Gunn.
Cat. No. CW69-1/40. Publ. 1979.
No. 41
Avian community structure of six forest stands in La Mauricie National Park, Quebec, by J.-L. DesGranges. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/41E. Publ. 1979.
No. 42
Population ecology studies of the polar bear in northern Labrador, by Ian Stirling and H.P.L. Kiliaan. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/42E. Publ. 1980.
No. 43
Census methods for murres, *Uria* species; a unified approach, by T.R. Birkhead and D.N. Nettleship. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/43E. Publ. 1980.
No. 44
Population ecology studies of the polar bear in the area of southeastern Baffin Island, by Ian Stirling, Wendy Calvert, and Dennis Andriashek. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/44E. Publ. 1980.
No. 45
Polynyas in the Canadian Arctic, by Ian Stirling and Holly Cleator, eds. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/45E. Publ. 1981.
No. 46
The Lesser Snow Geese of the eastern Canadian Arctic, by H. Boyd, G.E.J. Smith, and F.G. Cooch. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/46E. Publ. 1982.
No. 47
The distribution and abundance of seals in the eastern Beaufort Sea, 1974–79, by Ian Stirling, Michael Kingsley, and Wendy Calvert. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/47E. Publ. 1982.
No. 48
Foraging behaviour of Peary caribou in response to springtime snow and ice conditions, by F.L. Miller, E.J. Edmonds, and A. Gunn. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/48E. Publ. 1982.
No. 49
A review of some important techniques in sampling wildlife, by A.R. Sen. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/49E. Publ. 1982.
No. 50
Intensive regulation of duck hunting in North America: its purpose and achievements, by Hugh Boyd. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/50E. Publ. 1983.
No. 51
Human dimensions of migratory game-bird hunting in Canada, by Shane A.D. Parker and Fern L. Filion. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/51E. Publ. 1984.
No. 52
Components of hunting mortality in ducks, by G.S. Hochbaum and C.J. Walters. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/52E. Publ. 1984.
No. 53
The interpretation of aerial surveys for seabirds: some effects of behaviour, by A.J. Gaston and G.E.J. Smith. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/53E. Publ. 1984.
No. 54
Waterfowl studies in Ontario, 1973–81, by S.G. Curtis, D.G. Dennis, and H. Boyd, eds. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/54E. Publ. 1985.
No. 55
The reported kill of ducks and geese in Canada and the USA, 1974–82, by Hugh Boyd. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/55E. Publ. 1985.
No. 56
Population dynamics of the Common Loon (*Gavia immer*) associated with mercury-contaminated waters in northwestern Ontario, by J.F. Barr. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/56E. Publ. 1986.
No. 57
The Ring-billed Gull in Ontario: a review of a new problem species, by H. Blokpoel and G.D. Tessier. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/57E. Publ. 1986.
No. 58
The birds of the Creston Valley and southeastern British Columbia, by R.W. Butler, B.G. Stushnoff, and E. McMackin. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/58E. Publ. 1986.
No. 59
Estimating densities of birds at sea and the proportion in flight from counts made on transects of indefinite width, by A.J. Gaston, B.T. Collins, and A.W. Diamond. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/59E. Publ. 1987.
No. 60
Waterfowl breeding population surveys, Atlantic Provinces, by A.J. Erskine, ed. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/60E. Publ. 1987.
No. 61
A survey of Lesser Snow Geese on Southampton and Baffin islands, NWT, 1979, by A. Reed, P. Dupuis, and G.E.J. Smith. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/61E. Publ. 1987.
No. 62
Studies of the effects of acidification on aquatic wildlife in Canada: waterfowl and trophic relationships in small lakes in northern Ontario, by D.K. McNicol, B.E. Bendell, and R.K. Ross. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/62E. Publ. 1987.
No. 63
Bison ecology in relation to agricultural development in the Slave River lowlands, NWT, by H.W. Reynolds and A.W.L. Hawley, eds.
Cat. No. CW69-1/63E. Publ. 1987.
No. 64
A simulation model for the Greater Snow Goose population, by J. Gauvin and A. Reed. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/64E. Publ. 1987.
No. 65
The birds of the Fraser River delta: populations, ecology and international significance, by R.W. Butler and R.W. Campbell.
Cat. No. CW69-1/65E. Publ. 1987.

No. 66
Mortality of migratory barren-ground caribou on the calving grounds of the Beverly herd, Northwest Territories, 1981–83, by F.L. Miller, E. Broughton, and A. Gunn.
Cat. No. CW69-1/66E. Publ. 1988.
No. 67
Studies of the effects of acidification on aquatic wildlife in Canada: Lacustrine birds and their habitats in Quebec, by Jean-Luc DesGranges, ed. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/67E. Publ. 1989.
No. 68
Studies of high-latitude seabirds. 1. Behavioural, energetic, and oceanographic aspects of seabird feeding ecology, by W.A. Montevecchi and A.J. Gaston, eds.
Cat. No. CW69-1/68E. Publ. 1991.
No. 69
Studies of high-latitude seabirds. 2. Conservation biology of Thick-billed Murres in the Northwest Atlantic, by A.J. Gaston and R.D. Elliot, eds.
Cat. No. CW69-1/69E. Publ. 1991.
No. 70
Habitats of the northeast coast of James Bay, by N. Dignard, R. Lalumière, A. Reed, and M. Julien. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/70E. Publ. 1991.
No. 71
Key migratory bird terrestrial habitat sites in the Northwest Territories, 2nd ed., by S.A. Alexander, R.S. Ferguson, and K.J. McCormick.
Cat. No. CW69-1/71E. Publ. 1991.
No. 72
Atlas of pelagic birds of western Canada, by K.H. Morgan, K. Vermeer, and R.W. McKelvey.
Cat. No. CW69-1/72E. Publ. 1991.

D. Lynne Dickson

Le Huart à gorge rousse comme indicateur de la qualité de l'environnement



Environment Canada Environnement

Publication hors-série (Service canadien de la faune)
No: 73 Date: 1992

SK 471 C3314 0021988F
OOFF EXC 1

Environnement Canada
Service canadien de la faune

Environment Canada
Canadian Wildlife Service

D. Lynne Dickson[1]

Le Huart à gorge rousse comme indicateur de la qualité de l'environnement

Publication hors série
Numéro 73
Service canadien de la faune

[1]SCF, Edmonton (Alb.) T6B 2X3

Un membre de la famille Conservation et Protection

Photo de couverture : Couple de Huarts à gorge rousse et oisillon (Chuck Gordon)

Publié en vertu de l'autorisation du
Ministre de l'Environnement
Service canadien de la faune

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada, 1992
N° de catalogue CW69-1/73F
ISBN 0-662-97369-0
ISSN 0701-7944

Données de catalogage avant publication (Canada)

Dickson, D. Lynne

Le Huart à gorge rousse comme indicateur de la qualité de l'environnement

(Publication hors série, ISSN 0701-7944; n° 73)
Publ. aussi en anglais sous le titre : The Red-throated Loon as an indicator of environmental quality.
Comprend des références bibliographiques.
ISBN 0-662-97369-0
N° de cat. MAS CW69-1/73F

1. Plongeons (Oiseaux) — Beaufort, Mer de — Élevage. 2. Pétrole offshore — Industrie — Beaufort, Mer de — Aspect de l'environnement. 3. Gaz naturel offshore — Beaufort, Mer de — Aspect de l'environnement. I. Service canadien de la faune. III. Coll. : Publication hors série (Service canadien de la faune); n° 73.

QL696.G33D5214 1992 598.4'42 C92-099610-8

Le Service canadien de la faune
Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada s'occupe des questions de compétence fédérale touchant la faune. Ses responsabilités comprennent la protection et la gestion des oiseaux migrateurs et des habitats fauniques ayant une importance nationale. Les espèces menacées de disparition, la réglementation du commerce international des espèces menacées de disparition et la recherche relative aux questions fauniques d'importance nationale relèvent également du SCF. De nombreux travaux de recherche et de gestion de la faune sont menés en collaboration avec les provinces, les territoires, le Service canadien des parcs et d'autres organismes fédéraux.
Pour de plus amples renseignements sur le Service canadien de la faune ou ses publications, veuillez écrire à :

Publications
Service canadien de la faune
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3
(819) 997-1095

Table des matières

Remerciements 4

Résumé 5

1.0 Introduction 6

2.0 Méthodes 6

3.0 Résultats 9
- 3.1 Fluctuations de l'abondance et de la productivité du huart 9
- 3.2 Fluctuations des facteurs pouvant influer sur la productivité du huart 10

4.0 Discussion 13
- 4.1 Abondance des couples de huarts 13
- 4.2 Facteurs influant sur la productivité du huart 13
  - 4.2.1 Taux de nidification 13
  - 4.2.2 Taux d'éclosion 14
  - 4.2.3 Pourcentage des jeunes ayant atteint l'âge de l'envol 15
- 4.3 Valeur du Huart à gorge rousse comme bio-indicateur 16

5.0 Conclusions 18

Ouvrages cités 19

Liste des tableaux

Tableau 1. Fourchette des taux de nidification et de reproduction du Huart à gorge rousse dans les cinq aires d'étude de la région de la mer de Beaufort, 1985–1989 9

Tableau 2. Statistiques sur la reproduction du Huart à gorge rousse obtenues par surveillance continue de l'aire d'étude de la pointe Toker durant toute la période de reproduction 10

Tableau 3. Variations de l'abondance des prédateurs les plus communs d'oeufs et d'oisillons de Huart à gorge rousse à l'aire d'étude de la pointe Toker, 1985–1989 11

Tableau 4. Variations, par espèce, du nombre d'oiseaux prédateurs nichant dans l'aire d'étude de la pointe Toker, 1985–1989 11

Tableau 5. Variations de l'abondance des proies autres que les oeufs et les oisillons de Huart à gorge rousse dans l'aire d'étude de la pointe Toker, 1985–1989 11

Tableau 6. Facteurs indiquant l'abondance relative des poissons servant de proies au Huart à gorge rousse dans l'aire d'étude de la pointe Toker, 1985–1989 12

Tableau 7. Variations des conditions de l'habitat de nidification du Huart à gorge rousse dans l'aire d'étude de la pointe Toker, 1985–1989 12

Liste des figures

Figure 1. Emplacement des cinq aires d'étude choisies pour la surveillance de l'abondance et de la productivité du Huart à gorge rousse 7

Figure 2. Taux de nidification du Huart à gorge rousse dans les cinq aires d'étude de la région de la mer de Beaufort, 1985–1989 9

Figure 3. Taux de reproduction du Huart à gorge rousse dans les cinq aires d'étude de la région de la mer de Beaufort, 1985–1989 10

Figure 4. Relation temporelle entre le dégel printanier et le début de la nidification, et proportion des couples de Huarts à gorge rousse qui ont niché à la pointe Toker 14

Figure 5. Relation entre l'abondance du renard arctique et le taux d'éclosion des oeufs de Huart à gorge rousse à la pointe Toker 14

Figure 6. Relation entre l'abondance des campagnols et le taux d'éclosion des oeufs de Huart à gorge rousse à la pointe Toker 15

Figure 7. Variations minimales des paramètres surveillés pouvant indiquer un changement environnemental attribuable à l'activité humaine 17

Remerciements

Je remercie les personnes suivantes qui ont contribué à la collecte des données sur le terrain et à leur analyse : G. Aiudi, S. Alexander, B. Arner, H.L. Dickson, A. Frid, C. Gordon, L. John, A. Lorincz, M. Molozzi, R. Monseler, M. Nietfeld, J. Ott, J. Sirois, A. Weerstra et S. Westover. Je remercie aussi S. Barry pour son aide en matière d'informatique et de statistique de même que J. McIntyre pour ses précieux commentaires sur le manuscrit. L. Marion, P. Voudrach, I. Ross et B. Croft ont eu la gentillesse de fournir des informations sur les dates des dégels printaniers et des premiers gels.

La présente étude a été principalement financée par le Service canadien de la faune et le Projet d'étude du plateau continental polaire; le bureau de l'environnement et de la conservation du Programme des Affaires du Nord et le programme d'étude des conditions de base d'Environnement Canada ont également fourni des fonds. Je remercie spécialement le personnel du Projet d'étude du plateau continental polaire pour son aide inestimable en matière de logistique.

La présente publication a été produite par la Division des documents scientifiques et techniques du Service canadien de la faune. L'équipe de production était composée des personnes suivantes : Pat Logan, chef — coordination et supervision; Sylvie Larose, infographiste — mise en page; et Louis Genest, réviseur principal — révision scientifique.

Résumé

Dans le cadre d'un suivi écologique amorcé au milieu des années 1980, nous avons surveillé des zones côtières de la mer de Beaufort pour déterminer les effets éventuels des activités de production pétrolière et gazière à venir sur les oiseaux qui se reproduisent dans ces régions. L'objectif principal de cette première phase de l'étude, précédant le développement des installations pétrolières et gazières et étalée sur cinq ans, était de déterminer les fluctuations annuelles naturelles de l'abondance et des taux de nidification et de reproduction de l'espèce utilisée dans l'étude comme indicateur écologique, le Huart à gorge rousse *Gavia stellata*.

Nous avons fait des relevés réguliers en hélicoptère dans quatre aires d'étude pour y déterminer les nombres totaux de couples, de nids, d'oeufs et d'oisillons de Huart à gorge rousse. L'état des territoires de nidification des huarts a été examiné à pied, tous les trois à cinq jours, de la mi-juin au début de septembre, dans une cinquième aire d'étude. D'autres données ont aussi été recueillies : abondance des poissons, des prédateurs et des proies de ces derniers, autres que les huarts, de même que des données sur plusieurs facteurs liés aux conditions météorologiques.

De 1985 à 1989, le nombre de couples ayant un territoire de nidification est resté constant dans quatre des cinq aires d'étude. Le taux de nidification était aussi plutôt constant d'année en année : le pourcentage de couples résidents qui ont niché se situait entre 73 et 78 %, sauf en 1986, où ce taux n'a été que de 58 %, peut-être parce que le dégel printanier a eu lieu tardivement cette année-là. Le taux de reproduction moyen était de 0,63 jeune par couple nicheur, mais montrait de fortes variations interannuelles.

L'abondance du renard arctique était de beaucoup le facteur ayant le plus grand impact sur la productivité du Huart à gorge rousse. Les oiseaux prédateurs avaient en comparaison un faible impact. Parmi les autres facteurs qui ont influé sur le taux de reproduction des huarts, on compte l'abondance des campagnols à dos roux boréaux ainsi que des nids de sauvagine et, en 1988, une violente tempête au milieu de l'été. Bien que l'abondance des poissons ait fluctué durant les années de l'étude, la fréquence à laquelle les huarts ont nourri de poisson leurs oisillons n'a pas varié de façon significative.

Nous sommes arrivés à la conclusion que le paramètre fournissant la meilleure indication de l'impact des activités pétrolières et gazières en mer est le taux de reproduction, vu que l'éclosion et la survie des jeunes jusqu'à l'envol sont principalement déterminées par les conditions locales. Cependant, il faut des changements importants de la productivité (soit de 31 à 43 %, pour un degré de certitude de 95 %) pour que nous puissions conclure à l'existence d'impacts anthropiques étant donné que les facteurs naturels seuls entraînent de fortes variations du taux de reproduction.

Pour que le programme de surveillance donne de bons résultats, il faudra continuer les observations sur plusieurs années durant le développement des installations pétrolières et gazières et une fois les installations en exploitation. Sinon, nous ne pourrons détecter une éventuelle hausse ou baisse de la productivité du Huart à gorge rousse attribuable aux activités humaines. De plus, si un tel changement est détecté, une étude plus intensive devra être menée pour en déterminer la cause.

1.0 Introduction

Les activités d'exploration pétrolière et gazière récemment entreprises dans la partie canadienne de la mer de Beaufort (entre 69°N et 71°N, et entre 129°O et 139°O) ont soulevé des inquiétudes relativement à l'impact de la production en mer de pétrole et de gaz sur les populations d'oiseaux de la région. Ces activités peuvent influer sur les oiseaux de diverses façons, notamment en détruisant des aires de nidification, en contaminant ou en réduisant leurs ressources alimentaires, en les dérangeant et en causant une mortalité directe due à d'éventuels déversements d'hydrocarbures. Vu la grande diversité des impacts possibles, l'étude des seuls facteurs abiotiques — par exemple, les contaminants dans les sédiments marins — a été jugée insuffisante pour la détermination des effets possibles des activités prévues. Si on se limitait à ces facteurs, certains changements environnementaux plus subtils touchant les populations régionales d'oiseaux pourraient ne pas être détectés, tout comme l'effet cumulatif d'un ensemble d'impacts mineurs (Morrison 1986). C'est pourquoi le Service canadien de la faune a mis en oeuvre un programme de surveillance utilisant le Huart à gorge rousse *Gavia stellata* à titre d'indicateur écologique. Cette espèce a été choisie en raison de sa vulnérabilité face aux activités de production pétrolière en mer, de sa présence dans toute la région de la mer de Beaufort et de la facilité avec laquelle il peut être repéré, même durant la couvaison.

Nous avons surveillé l'abondance et les taux de nidification et de reproduction des couples de Huarts à gorge rousse. L'objectif principal de cette première phase de l'étude, précédant le développement des installations pétrolières et gazières et étalée sur cinq ans, était de déterminer les fluctuations annuelles naturelles de ces paramètres. En second lieu, nous voulions savoir comment divers facteurs environnementaux et biologiques influaient sur la productivité du huart en l'absence de perturbations. Grâce à ces dernières informations, nous serons plus en mesure, durant la phase de l'étude qui se déroulera une fois l'exploitation pétrolière commencée, de déterminer dans les fluctuations de la productivité du Huart à gorge rousse la part respective des causes anthropiques et naturelles.

Le présent rapport fournit les résultats de la première phase du programme de surveillance qui s'est étalée sur cinq ans avant le développement des installations pétrolières et gazières, et comporte une analyse des limites du programme.

2.0 Méthodes

Cinq aires d'étude ont été choisies sur la base de l'importance des aménagements liés à l'exploitation du pétrole et du gaz qui seront éventuellement effectués en chacun de ces endroits. Deux de ces endroits, les pointes King et Atkinson, ont été jugés favorables pour des aménagements portuaires par des compagnies pétrolières (Dome Petroleum Ltd et al., 1982). Par ailleurs, les pointes Nuvorak et Toker ont été choisies parce qu'aucun projet n'a été prévu sur leur littoral. La cinquième région, celle des lacs Husky, se trouve à l'intérieur, où les huarts risquent moins d'être exposés à la pollution par les hydrocarbures de la mer de Beaufort (figure 1). Ensemble, les cinq aires d'études couvrent 276 km^2; plus de 200 couples de Huarts à gorge rousse résidaient dans ces cinq régions à la période de reproduction.

De 1985 à 1989, nous avons fait des relevés dans tous les milieux humides des cinq aires d'étude pour dénombrer les couples de Huarts à gorge rousse ainsi que les nids, les oeufs et les oisillons provenant de cette espèce. Ces dénombrements ont été effectués dans un hélicoptère Bell Jet Ranger 206B à bord duquel se trouvaient deux observateurs, sauf à la pointe Toker où les dénombrements ont pour la plupart été réalisés à pied. Chaque année, deux dénombrements ont été effectués à environ 11 jours d'intervalle durant la couvaison; les oisillons étaient comptés lors d'un troisième dénombrement réalisé quatre semaines après la date médiane d'éclosion. Pour le repérage des oiseaux en période de couvaison, l'hélicoptère volait 20 à 25 m au-dessus du sol, à une vitesse de 50 à 100 km/h. Dans les endroits comportant de nombreux petits étangs ou d'autres habitats complexes et favorables pour la nidification, l'hélicoptère se déplaçait plus lentement. Quand un huart était repéré sur un plan d'eau, l'hélicoptère survolait lentement le pourtour du lac ou de l'étang à 8 m du sol en se déplaçant de côté de façon que les observateurs puissent vérifier s'il s'y trouvait un nid. Pour le dénombrement des oisillons, tous les milieux humides ont été survolés à 30 m du sol et à une vitesse d'environ 50 km/h. Les étangs connus pour être d'importants territoires de nidification ont fait l'objet d'une double observation : l'hélicoptère les survolait lentement à basse altitude pour ensuite monter et rester durant une minute à une hauteur de 90 m de façon à permettre aux observateurs de voir si des petits cachés sous l'eau revenaient à la surface. Ces données ont été consignées au moyen d'un magnétophone à cassette, puis transcrites sur des feuilles de données plus tard dans la journée.

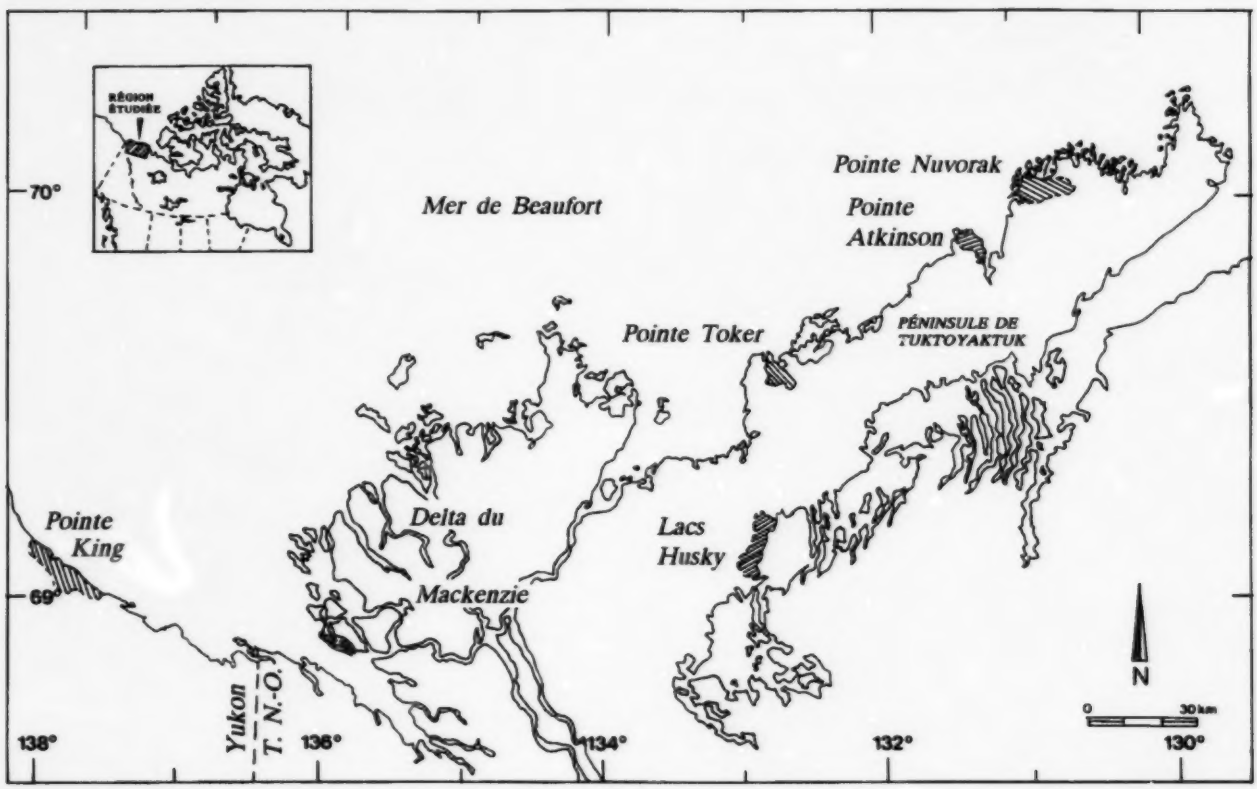
Chaque année, durant la période de reproduction, des études sur le terrain intensives visant l'évaluation des facteurs naturels influant sur les taux de nidification et de reproduction du Huart à gorge rousse ont été menées à l'aire d'étude de la pointe Toker. La totalité de l'aire d'étude a été parcourue à pied tous les trois à cinq jours, de la mi-juin au début de septembre. Durant les trois premières années de l'étude, les observateurs s'approchaient des nids pour noter les nombres d'oeufs. À l'époque de la ponte et juste avant l'éclosion, les nids étaient visités chaque jour. Cependant, durant les deux dernières années, nous avons décidé de ne visiter les nids pas plus souvent qu'aux trois jours, car nous avions des raisons de croire que les déplacements des observateurs avaient pour effet d'accroître la prédation des oeufs et des oisillons nouvellement éclos. La situation des nids de chaque couple a ainsi été déterminée au moyen de l'observation des oiseaux à partir d'un endroit caché à une distance de 200 à 300 m et de vols de reconnaissance au-dessus des nids durant les deux premiers relevés annuels effectués en hélicoptère. En plus de suivre l'évolution des nids de Huart à gorge rousse, nous avons noté toutes les observations d'oiseaux et de mammifères, dont les observations relatives aux nids d'oiseaux, à leurs oeufs et à leurs petits. L'emplacement des nids et des tanières de renards a été indiqué sur une carte topographique à l'échelle 1/50 000. Toutes les observations d'oiseaux prédateurs faites durant les relevés ont été reportées sur la carte pour que puisse être déterminé le nombre de couples de prédateurs chassant dans l'aire d'étude durant la saison de nidification.

De 1987 à 1989, nous avons capturé vivants des petits rongeurs (campagnols, souris, lemmings) au début de juillet pour en déterminer les abondances relatives. Les 100 pièges utilisés étaient disposés à 15 m les uns des autres de façon à former un quadrillage, et nous les avons visités deux fois par jour pendant 10 jours. Les animaux capturés étaient marqués de façon à pouvoir repérer les animaux recapturés.

Nous avons évalué l'abondance des ressources alimentaires des huarts en échantillonnant les poissons au moyen d'une senne de rivage, à un endroit où les huarts se rendaient fréquemment pour se nourrir. Une fois par semaine, de la mi-juillet à la fin d'août, de 1987 à 1989, nous avons procédé à cet échantillonnage au moyen d'un filet de 10 m de long, hâlé parallèlement au rivage sur 25 m, toutes les deux heures, durant une période de 12 heures. Les poissons capturés ont été identifiés et dénombrés, et la longueur à la fourche de la queue a été mesurée (longueur totale dans le cas des chabots et des poissons plats). Seuls ceux mesurant entre 5 et 20 cm ont été pris en considération dans les comparaisons interannuelles des abondances, étant donné que les poissons que donnent les parents aux oisillons tombent dans cette plage de taille (Norberg et Norberg 1976; Reimchen et Douglas 1984; Eriksson et al. 1990).

Chaque année, un observateur caché dans une tente notait la fréquence à laquelle les parents apportaient des poissons à leurs petits. Les huarts ont été observés deux heures sur quatre durant des périodes de 24 heures (5 h 00–7 h 00; 9 h 00–11 h 00; 13 h 00–15 h 00;

Figure 1
Emplacement des cinq aires d'étude choisies pour la surveillance de l'abondance et de la productivité du Huart à gorge rousse



17 h 00–19 h 00; 21 h 00–23 h 00; 1 h 00–3 h 00) deux fois par semaine, de l'éclosion à l'envol des oisillons.

Plusieurs variables liées au climat ont aussi été compilées : dates du dégel et du gel; conditions météorologiques à 18 h 00, chaque jour; tempêtes violentes et niveaux des eaux dans les milieux humides.

Les territoires de nidification des huarts ont été divisés en deux catégories : occupés et actifs. Un territoire était considéré comme *occupé* si un huart y était observé lors d'au moins un relevé, s'il constituait un habitat approprié pour la nidification du huart et s'il était peu probable qu'il fasse partie du territoire d'un couple voisin. Un territoire était dit *actif* si nous y trouvions des signes indiquant la présence d'un couple nicheur (oeuf, oisillon vivant, restes d'oeuf frais ou oisillon mort). Un *couple résident* a été défini comme un couple de huarts occupant un territoire, un *couple nicheur*, comme un couple ayant produit une couvée et un *couple productif* comme un couple ayant un petit qui s'est développé au moins presque jusqu'à l'âge de l'envol. L'*âge de l'envol* a été défini comme l'âge auquel un petit peut voler suffisamment bien pour quitter le territoire de nidification. Un *jeune ayant pris son envol* a été défini comme un jeune ayant pu quitter le territoire de nidification de ses propres ailes.

3.0 Résultats

Dans une étude préliminaire réalisée en 1984, nous avons vérifié les résultats d'un relevé aérien des huarts en période de couvaison à la pointe Atkinson en procédant à un relevé au sol pour déterminer la précision de notre méthode. Le relevé au sol a montré que 90 % des nids (n = 38) et 95 % des couples résidents (n = 42) avaient été repérés en hélicoptère. Une vérification similaire faite en 1985 à l'aire d'étude de la pointe Toker pour les oisillons a montré que tous les oisillons repérés (n = 21) au sol avaient aussi été repérés en hélicoptère.

3.1 Fluctuations de l'abondance et de la productivité du huart

Le nombre de couples de Huarts à gorge rousse qui ont établi des territoires de nidification n'a pas varié de façon significative entre 1985 et 1989 dans quatre des cinq aires d'étude (test du χ^2, 4 degrés de liberté, $p > 0,05$) (tableau 1). Il a augmenté dans la cinquième aire ($\chi^2 = 9,37$, 4 dl, $p = 0,05$), principalement à cause de la venue de 19 nouveaux couples en 1987 (augmentation de 38 %).

Les taux de nidification du huart étaient similaires pour toutes les années sauf une (figure 2). En moyenne, 76 % des couples résidents ont produit une couvée chaque année, sauf en 1986 où seulement environ 58 % d'entre eux ont niché.

Tableau 1
Fourchette des taux de nidification et de reproduction du Huart à gorge rousse dans les cinq aires d'étude de la région de la mer de Beaufort, 1985–1989

Aire d'étude	N^{bre} de couples résidents	% de couples nicheurs	N^{bre} d'oisillons près de l'âge de l'envol	% de couples productifs
Pointe Toker	43–50	63–87**	5–24**	10–49**
Pointe Atkinson	35–48	52–89**	14–46**	30–79**
Pointe Nuvorak	44–70**	56–77*	9–37**	30–49
Lacs Husky	35–47	65–80	12–29	50–67
Pointe King	46–64	54–72	21–40*	42–82**

** Variabilité interannuelle significative à $p < 0,05$ (test du χ^2, 4 dl).
* Variabilité interannuelle significative à $p < 0,10$ (test du χ^2, 4 dl).

Figure 2
Taux de nidification du Huart à gorge rousse dans les cinq aires d'étude de la région de la mer de Beaufort, 1985–1989

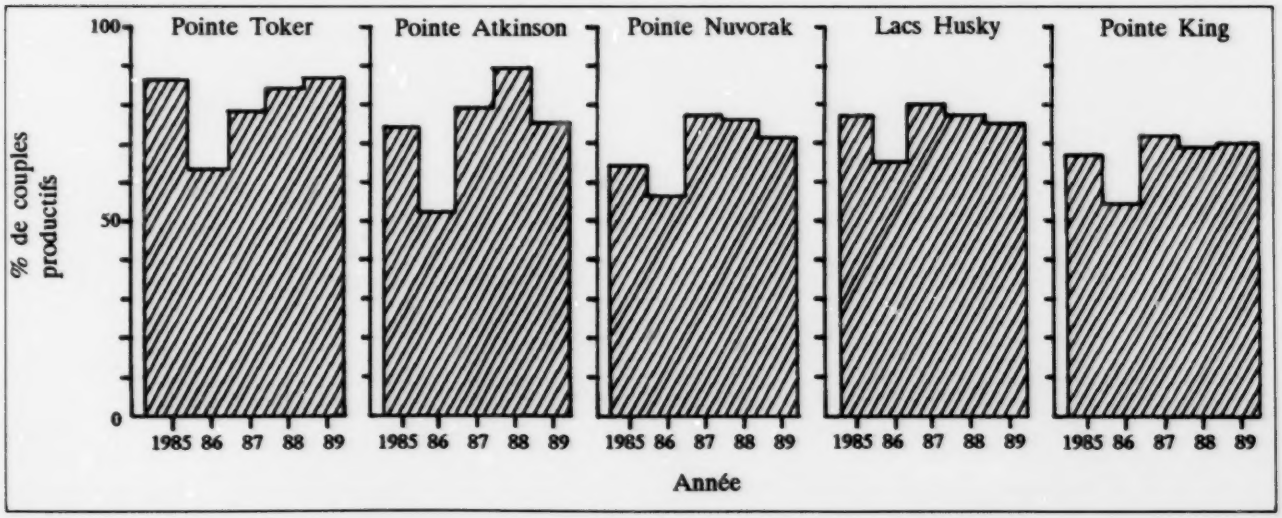


Tableau 2
Statistiques sur la reproduction du Huart à gorge rousse obtenues par surveillance continue de l'aire d'étude de la pointe Toker durant toute la période de reproduction

Année	N^bre de couples résidents	N^bre (%) de couples résidents qui ont niché**	N^bre d'oeufs[a]	N^bre (%) d'oeufs qui ont éclos**[b]	N^bre (%)[c] de jeunes ayant atteint l'âge de l'envol**[d]	N^bre (%) de couples productifs**
1985	47	42 (89)	92	37 (38	23 (62)	18 (43)
1986	45	32 (71)	68	12 (17)	8 (67)	7 (22)
1987	49	43 (88)	97	14 (14)	9 (64)	6 (14)
1988	49	44 (90)	95	37–57 (39–60)	14 (25–38)	14 (32)
1989	52	48 (92)	107	10–21 (9–20)	1 (5–10)	1 (2)

** Variabilité interannuelle significative à $p < 0,05$ (test du χ^2, 4 dl).

[a] Couvées de remplacement incluses. Le nombre d'oeufs dans 11 nids en 1988 et dans 15 nids en 1989 était inconnu. Dans nos calculs concernant ces nids, nous avons pris comme valeur la taille moyenne annuelle des couvées.

[b] En 1988, 37 oeufs ont assurément éclos et 20 autres ont peut-être éclos. En 1989, ces nombres sont respectivement de 10 et 11.

[c] Proportion des oisillons qui ont quitté le nid.

[d] Les jeunes qui avaient moins de 40 jours au moment du gel ont été considérés comme n'ayant pas survécu.

Le taux de reproduction moyen, établi selon le nombre de jeunes près de l'âge de l'envol, a été de 0,63 jeune par couple nicheur pour les cinq années de l'étude (figure 3). Des trois paramètres mesurés, c'est celui qui a le plus varié (tableau 1). Sur les cinq années, le nombre d'oisillons près de l'âge de l'envol n'a pas été constant à trois aires d'étude (test du χ^2, 4 dl, p 0,05) et a varié de façon presque significative à une autre ($\chi^2 = 9,49$, 4 dl, $p = 0,085$). L'aire d'étude située à l'intérieur, celle des lacs Husky, a montré la productivité la plus constante ($\chi^2 = 7,3$, 4 dl, $p = 0,12$).

Comme les relevés ont été plus fréquents à la pointe Toker, les statistiques sur la reproduction qui y ont été obtenues sont plus précises et détaillées que celles des autres aires d'étude, et la survie des oeufs et des oisillons a pu y être étudiée séparément (tableau 2). Des variations significatives des taux d'éclosion ont été relevées durant les cinq années, celui de 1988, particulièrement élevé, contribuant le plus à ces variations ($\chi^2 = 51,9$, 4 dl, $p < 0,001$). La proportion de jeunes qui ont pris leur envol présentait également des variations significatives, variations principalement attribuables au faible taux de 1989 et au fort taux de 1985 ($\chi^2 = 13,2$, 4 dl, $p = 0,001$).

3.2 Fluctuations des facteurs pouvant influer sur la productivité du huart

La plupart des oeufs qui sont disparus et des oisillons qui n'ont pas atteint l'âge de l'envol sont disparus du nid sans que nous puissions retracer les causes de cette situation, mais nous présumons qu'ils ont été victimes de prédateurs. Les prédateurs les plus communs à la pointe Toker étaient le renard arctique *Alopex lagopus*, le Goéland bourgmestre *Larus hyperboreus*, le Labbe parasite *Stercorarius parasiticus*, et la Grue du Canada *Grus canadensis*. Nous avons vu les trois premières espèces consommer des oeufs de huarts, et nous suspectons les Grues du Canada de l'avoir fait, sans toutefois en avoir de preuves. Ces dernières se nourrissent effectivement d'oeufs (Harvey et al. 1968; Reynolds 1985), notamment d'oeufs de Huart à gorge rousse (Davis 1972), et nous en avons souvent vu s'alimenter dans

Figure 3
Taux de reproduction du Huart à gorge rousse dans les cinq aires d'étude de la région de la mer de Beaufort, 1985–1989

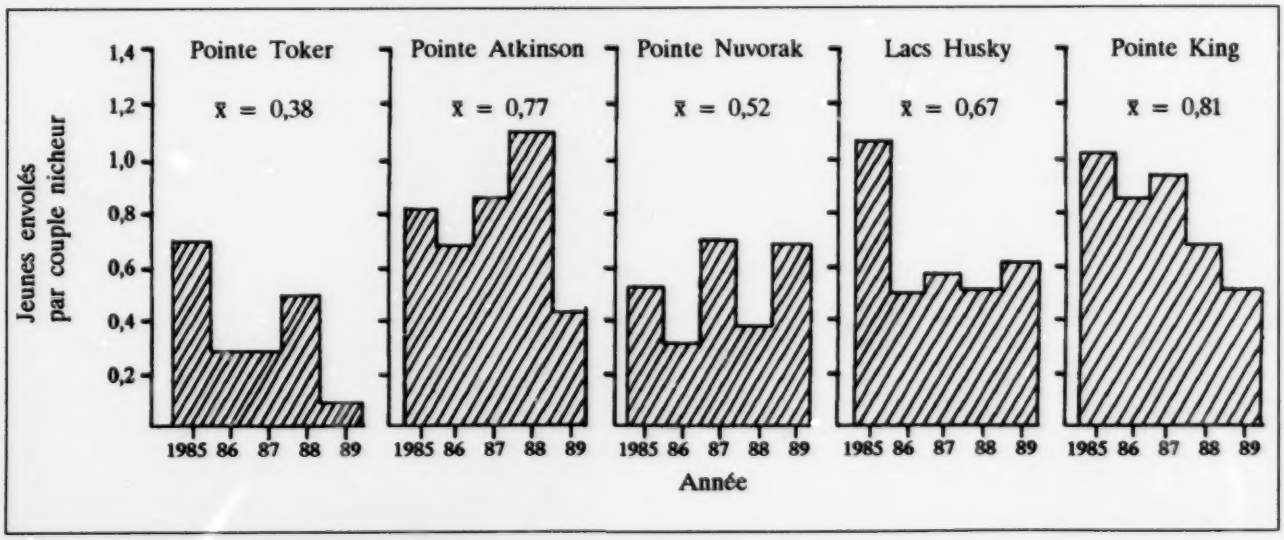


Tableau 3
Variations de l'abondance des prédateurs les plus communs d'oeufs et d'oisillons de Huart à gorge rousse à l'aire d'étude de la pointe Toker, 1985–1989

	Compte moyen quotidien[a]				
Année	Renard arctique**	Grue du Canada**	Labbe parasite	Goéland bourgmestre	Grand Corbeau
1985	0,0	5,5	4,3	30,1	1,2
1986	0,3	6,1	2,6	30,5	0,7
1987	0,9	5,0	3,8	28,1	0,9
1988	0,1	6,3	3,5	22,5	0,5
1989	0,2	13,6	3,6	20,7	0,6

** Variabilité interannuelle significative à $p < 0,05$ (test de Quade, $K_1 = 4$, $K_2 = 32$).

[a] Les calculs ont été faits sur la base de dénombrements quotidiens effectués à six jours d'intervalle, du 17 juin au 9 août chaque année.

Tableau 4
Variations, par espèce, du nombre d'oiseaux prédateurs nichant dans l'aire d'étude de la pointe Toker, 1985–1989

	N^{bre} de couples (n^{bre} de jeunes)						
Année	Grue du Canada		Labbe parasite		Goéland bourgmestre**		Grand Corbeau
1985	5	(4)	4	(1)	38	(30)	0
1986	12	(0)	6	(0)	40	(14)	2
1987	8	(0)	6	(2)	32	(22)	1
1988	10	(6)	3	(3)	36	(42)	1
1989	14	(7)	5	(2)	30	(27)	1

** Variabilité interannuelle du nombre de jeunes significative à $p < 0,05$ (test du χ^2, 4 dl).

les milieux humides à proximité des nids de huarts. Bien que moins abondant dans l'aire d'étude, le Grand Corbeau *Corvus corax* pourrait aussi avoir détruit des oeufs de huarts (Marquiss et Booth 1986).

Dans les premiers jours suivant leur éclosion, les oisillons laissés seuls sont des proies faciles pour les oiseaux prédateurs, car ils ne peuvent plonger suffisamment bien pour leur échapper. Le Goéland bourgmestre était le principal prédateur et la seule espèce capable de chasser avec succès des oisillons de huarts. Nous avons vu une fois une Grue du Canada tenter d'en attraper un sans toutefois réussir. Nous avons également vu des Labbes parasites voler à des huarts adultes des poissons que ces derniers tentaient d'apporter à leur étang de nidification, mais aucun n'a été vu s'attaquant à des oisillons. Les renards ne constituaient probablement pas une menace importante, vu la grande mobilité des petits sur l'eau, dès l'âge de deux à trois jours.

Le renard arctique et la Grue du Canada sont les seuls prédateurs dont les populations ont montré des variations significatives d'une année à l'autre (tableau 3). Ainsi, le renard arctique était plus abondant en 1986 et 1987 que pour les trois autres années (test de Quade, $T = 12,6$, $K_1 = 4$, $K_2 = 32$, $p < 0,05$). La Grue du Canada était plus abondante en 1989 que pour toutes les autres années (test de Quade, $T = 6,8$, $K_1 = 4$, $K_2 = 32$, $p < 0,05$), en raison de la venue cette année-là seulement de grues non nicheuses. Celles-ci sont arrivées au cours de la dernière semaine de juin et sont

Tableau 5
Variations de l'abondance des proies autres que les oeufs et les oisillons de Huart à gorge rousse dans l'aire d'étude de la pointe Toker, 1985–1989

	Sauvagine		Campagnols (n^{bre} par 100 nuits-piégeur)**[b]	Spermophiles arctiques (compte quotidien moyen)[c]
Année	Nombre de nids[a]	Nombre de jeunes***		
1985	21	226	aucune donnée	1,2
1986	11	70	aucune donnée	0,6
1987	33	33	4,0	2,0
1988	20	236	6,6	1,8
1989	23	241	1,8	1,8

** Variabilité interannuelle significative à $p < 0,05$.

[a] Test du χ^2, 4 dl.
[b] Test de Kruskal-Wallis, 2 dl.
[c] Test de Quade, $K_1 = 4$, $K_2 = 24$.

demeurées dans l'aire d'étude en petits groupes de 3 à 12 individus jusqu'à la migration automnale.

Le nombre de couples nicheurs de chacune des espèces communes d'oiseaux prédateurs n'a pas montré de variations interannuelles significatives à la pointe Toker (test du χ^2, 4 dl, $p > 0,05$) (tableau 4). Cependant, la production d'oisillons de Goéland bourgmestre n'a pas été constante ($\chi^2 = 15,8$, 4 dl, $p < 0,05$); elle a été la plus forte en 1988 et la plus faible en 1986.

L'abondance des proies autres pouvant intéresser les principaux prédateurs d'oeufs et d'oisillons de huarts peut avoir un impact sur la pression de prédation à laquelle sont soumis les huarts (Lack, 1954). C'est pourquoi nous avons déterminé chaque année les abondances des petits rongeurs ainsi que des nids, des oeufs et des jeunes des espèces de sauvagine. Le nombre de nids de sauvagine dans l'aire d'étude de la pointe Toker n'a pas été constant durant la période de l'étude ($\chi^2 = 11,7$, 4 dl, $p < 0,05$); leur abondance a été la plus basse en 1986 et la plus élevée en 1987 (tableau 5). Le nombre d'oisillons de sauvagine n'a pas non plus été constant ($\chi^2 = 254,1$, 4 dl, $p < 0,05$). Les productivités les plus basses ont été enregistrées en 1986 et 1987. La productivité a été faible en 1987 en dépit d'un taux de nidification élevé.

Les petits mammifères capturés vivants dans les pièges étaient tous des campagnols à dos roux boréaux *Clethrionomys rutilus*, sauf un campagnol des champs *Microtus pennsylvanicus*. Le nombre de campagnols capturés n'était pas constant d'année en année (test de Kruskal-Wallis, $T = 19,9$, 2 dl, $p < 0,05$); les captures les plus nombreuses ont été faites en 1988 tandis qu'en 1989, nous en avons capturé très peu (tableau 5). Même si aucun piégeage n'a été effectué durant les deux premières années de l'étude, des observations au hasard nous ont permis de constater qu'il y avait plus de campagnols en 1985 qu'en 1986. Le nombre de spermophiles arctiques *Spermophilus parryi*, dénombrés par observation quotidienne, n'a pas montré de variation significative durant la période de l'étude (test de Quade, $T = 2,1$, $K_1 = 4$, $K_2 = 24$, $p > 0,05$) (tableau 5).

Les abondances relatives des poissons servant de proies aux huarts ont été déterminées par capture au filet et par établissement de la fréquence des repas des oisillons. Le nombre de poissons que les Huarts à gorge rousse adultes ont donné à leurs petits a été constant durant l'étude (test de

Tableau 6
Facteurs indiquant l'abondance relative des poissons servant de proies au Huart à gorge rousse dans l'aire d'étude de la pointe Toker, 1985–1989

	Échantillonnage à la senne de rivage**						
	Poissons capturés par unité d'efforts[a]			% des coups de filet sans prise	Taux de nutrition des oisillons* (n[bre] de poissons / petit/jr)		
Année	$\bar{x}$	Écart-type	n		$\bar{x}$	Écart-type	n[b]
1985		aucune		aucune			
	—	donnée	—	donnée	10,0	4,8	24
1986		aucune		aucune			
	—	donnée	—	donnée	7,7	3,8	12
1987	31,9	53,4	36	30	7,2	4,3	15
1988	40,9	21,9	42	0	7,9	3,1	23
1989	40,2	31,8	48	8	9,0	4,3	14

** Variabilité interannuelle significative à $p < 0,05$ (test de Kruskal-Wallis, T = 27,5, 2 dl).

* Variabilité interannuelle significative à $p = 0,07$ (test de Kruskal-Wallis, T = 8,5, 4 dl). Des comparaisons multiples ont révélé que le taux d'approvisionnement a été plus élevé en 1985 qu'en 1987 et 1988.

[a] Nombre de poissons de 5 à 20 cm de long capturés par 100 m de rivage au moyen d'une senne d'une longueur de 10 m.

[b] Les huarts ont été observés deux heures sur quatre durant des périodes de 24 heures.

Tableau 7
Variations des conditions de l'habitat de nidification du Huart à gorge rousse dans l'aire d'étude de la pointe Toker, 1985–1989

	Dégel		Gel		
Année	Cumul de 30 degrés-jours de dégel[a,b]	Dégel des étangs peu profonds	Gel des étangs peu profonds	Température moyenne de sept. (°C)[a,c]	Niveau de l'eau
1985		Début de			
	31 mai	juin	19 sept.	2,7	bas
1986	18 juin	18 juin	24 sept.	5,0	élevé
1987	9 juin	8 juin	26 sept.	4,0	moyen
1988	4 juin	29 mai	23 sept.	3,1	bas
1989	31 mai	1[er] juin	17 sept.	4,1	moyen

[a] Données de l'aéroport de Tuktoyaktuk (Service de l'environnement atmosphérique).

[b] Normale de 27 ans : 10 juin.

[c] Normale de 27 ans : 2,6°C.

Kruskal-Wallis, T = 8,5, 4 dl, $p > 0,05$) (tableau 6), mais le taux d'approvisionnement de 1985 était presque significativement plus élevé à $p = 0,07$ que ceux de 1987 et 1988. Par ailleurs, d'après les captures à la senne de rivage, effectuées durant les trois dernières années de l'étude seulement, l'abondance des poissons a varié dans cette période. Un moins grand nombre de poissons de taille se situant entre 5 et 20 cm ont été capturés en 1987 qu'en 1988 ou 1989 (test de Kruskal-Wallis, T = 27,5, 2 dl, $p < 0,05$) (tableau 6).

Les étangs peu profonds où les Huarts à gorge rousse nichent ont dégelé entre la fin de mai et le début de juin, sauf en 1986 où ils sont restés gelés jusqu'au 18 juin (tableau 7). Selon les données météorologiques de l'aéroport de Tuktoyaktuk, situé à 20 km de la pointe Toker, le dégel printanier a eu lieu plus d'une semaine plus tôt en 1985, 1988 et 1989, et plus d'une semaine plus tard en 1986 par rapport à la normale. Par ailleurs, c'est en 1989 que les étangs de nidification ont gelé le plus tôt, soit le 17 septembre, et en 1987, le plus tard, soit le 26 septembre.

Il n'y a eu qu'une seule grosse tempête en période de reproduction sur toute la durée de l'étude (cinq années). Du 1er au 4 août 1988, des vents violents du nord-ouest (50 km/h, avec des rafales ayant atteint 70 km/h) accompagnés d'averses de pluie et de neige ont généré des vagues et des marées anormalement hautes qui ont inondé les basses terres côtières tout le long du littoral nord-ouest de la péninsule Tuktoyaktuk. Les vents dans toutes les autres tempêtes étaient inférieurs à 50 km/h, ou bien ces dernières ne duraient pas plus d'un jour (sauf les tempêtes survenues à l'époque du gel).

Le niveau d'eau des étangs peu profonds utilisés par les Huarts à gorge rousse durant la période de reproduction était élevé en 1986 et bas en 1985 et 1988 (tableau 7). Quand le niveau était bas, bon nombre des étangs se trouvaient partiellement asséchés, et plusieurs nids construits sur l'eau s'échouaient à plusieurs mètres de la ligne d'eau vers la mi-juillet. Aucun nid n'a été inondé durant la couvaison dans la période de l'étude.

4.0 Discussion

4.1 Abondance des couples de huarts

Durant les cinq années qu'a duré l'étude, le nombre de couples de Huarts à gorge rousse à l'aire d'étude de la pointe Nuvorak a augmenté considérablement, passant de 44 en 1985 à un maximum de 70 en 1988. Dans toutes les autres aires d'étude, il y a eu une augmentation moins importante du nombre de couples, soit de 7 à 18 couples, durant les trois à quatre premières années de l'étude. Un certain pourcentage de l'augmentation observée dans le nombre de couples est probablement attribuable au fait que nous avons découvert des territoires de nidification additionnels que nous n'avions pas repérés dans les premières années. Une vérification au sol réalisée durant la première année a montré que 10 % des nids n'avaient pas été repérés lors du relevé en helicoptère. Comme les huarts ont tendance à revenir nicher au même étang d'année en année, le nombre de nids non repérés devait probablement être moins élevé les années suivantes. Cela aurait donc entraîné une augmentation artificielle du nombre de couples dans nos données, particulièrement durant les deux ou trois premières années de l'étude. Cependant, nos données montrant que le nombre de couples à la pointe Nuvorak avait presque doublé de 1985 à 1988 doivent en partie témoigner d'une augmentation réelle du nombre de couples dans cette aire d'étude.

La productivité du Huart à gorge rousse, dont la moyenne pour les cinq années était de 0,63 petit par couple nicheur, est un autre facteur indiquant qu'il doit y avoir eu une légère augmentation de la population de la région. Bien que le taux de survie du Huart à gorge rousse ne soit pas connu, Nilsson (1977) a calculé que le Huart arctique *Gavia arctica*, en Suède, peut maintenir sa population si sa production annuelle de jeunes ayant pris leur envol est de 0,4 ou 0,5 jeune par couple nicheur. Si nous supposons que les deux espèces ont un taux de mortalité similaire et que les Huarts à gorge rousse reviennent nicher dans les aires de reproduction où ils sont nés, comme le laissent entendre les travaux de bagage de Furness (1983), le taux de reproduction que nous avons obtenu devrait se traduire en une légère augmentation de la population régionale.

Le nombre de couples a augmenté de façon significative seulement à la pointe Nuvorak, ce qui laisse croire que les autres aires d'étude étaient occupées à presque pleine capacité. Il se pourrait que la pointe Nuvorak soit moins bien pourvue en milieux favorables pour la nidification, comme le laisse aussi entendre le fait que le taux de reproduction y ait été la plupart des années inférieur à celui des autres aires d'étude observées en hélicoptère. Si l'habitat qu'offre la pointe Nuvorak est sous-optimal, c'est dans cette aire d'étude que pourraient être détectées à l'avenir les premières variations de la population de huarts dans la région.

4.2 Facteurs influant sur la productivité du huart

Dans l'analyse suivante des principaux facteurs qui ont eu un impact sur la productivité annuelle du huart, nous mettons l'accent sur les travaux effectués à l'aire d'étude de la pointe Toker pour laquelle les données écologiques sont les plus détaillées.

4.2.1 Taux de nidification

Le taux de nidification du Huart à gorge rousse a été constant d'année en année, sauf en 1986. Un moins grand nombre de couples a niché en 1986, année où le dégel printanier a été tardif. Cette année-là, les étangs où nichent les Huarts à gorge rousse ont été libres de glace 10 à 20 jours plus tard que pour les quatre autres années de l'étude (tableau 7). La nidification a donc débuté environ deux semaines plus tard que la normale, et seulement 71 % des couples résidents ont produit une couvée à la pointe Toker, comparativement à 88 ou 92 % les autres années (figure 4).

On a déjà observé que chez certaines espèces d'oiseaux, il y a réduction du taux de nidification quand la saison des amours est retardée. Plusieurs espèces d'oies ou de bernaches se reproduisant dans l'Arctique ne nichent pas ou ont de plus petites couvées quand le printemps est tardif (Barry 1962; Owen et Norderhaug 1977; Raveling et Lumsden 1977; Davies et Cooke 1983). Le Goéland argenté *Larus argentatus*, produit de plus petites couvées (Meathrel et al. 1987) . Aussi, chez la Marmette de Brünnich *Uria lomvia*, il y a réduction de la taille de l'oeuf unique pondu par les femelles (Gaston et Nettleship 1981).

On ne sait pas précisément quels facteurs et mécanismes sont responsables de la diminution du taux de nidification du Huart à gorge rousse dans les années où le printemps est tardif. Chez la plupart des oiseaux des régions tempérées, l'activité du système reproducteur est déterminé par la photopériode (Loft et Murton 1968; Silver et Ball 1989). Cependant, pour que soit complété le processus d'activation des ovaires, les femelles doivent être soumises à d'autres stimuli fournis par des comportements territoriaux

Figure 4
Relation temporelle entre le dégel printanier et le début de la nidification, et proportion des couples de Huarts à gorge rousse qui ont niché à la pointe Toker

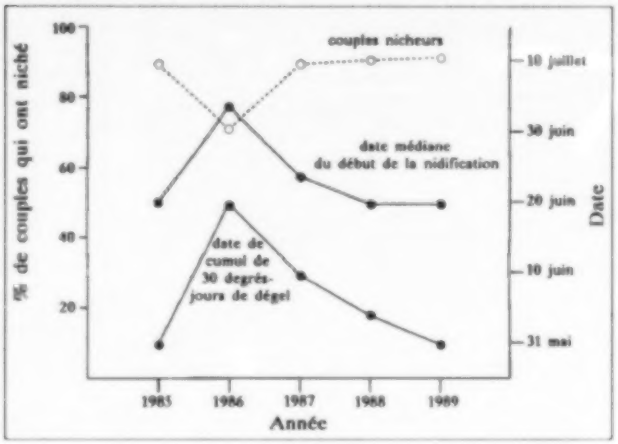
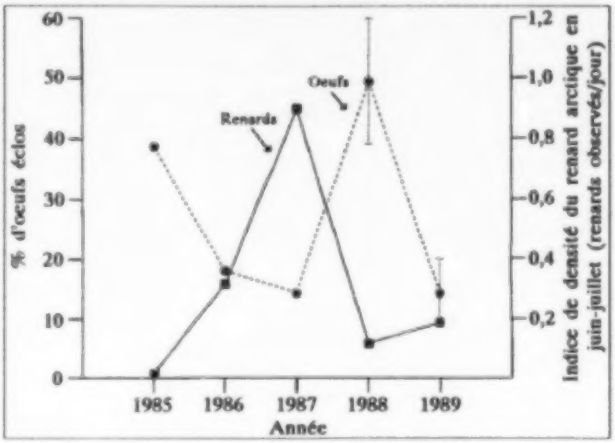


Figure 5
Relation entre l'abondance du renard arctique et le taux d'éclosion des oeufs de Huart à gorge rousse à la pointe Toker



et des interactions avec un partenaire de même que par la présence d'un site de nidification et de matériaux leur permettant de construire leur nid. Les huarts ne peuvent probablement pas être exposés à ces stimuli avant le dégel des étangs (Yonge 1981). On pourrait penser qu'il soit possible que les étangs restent gelés suffisamment longtemps pour que la gamétogenèse chez certains individus s'arrête avant que ces derniers puissent être exposés au dernier stimulus nécessaire au développement complet de l'oeuf. Dans ces conditions, la femelle ne nicherait pas. Cependant, comme certains Huarts à gorge rousse ont pu produire une deuxième couvée jusqu'au 23 juillet à la pointe Toker, le système reproducteur de la plupart des huarts devait être encore activé le 18 juin, date où la plupart des étangs de nidification ont dégelé en 1986.

Par contre, de mauvaises conditions d'alimentation durant la période précédant la ponte pourraient être la principale cause de la diminution du taux de nidification quand le printemps est tardif. La plupart des années, les huarts arrivent dans les eaux libres des chenaux de la banquise de la mer de Beaufort au large de la côte quelques jours avant le dégel des étangs de nidification (Alexander et al. 1988; Johnson et Herter 1989). En 1986, toutefois, les étangs ont dégelé deux à trois semaines après leur arrivée. Dans l'intervalle, T. Barry (comm. pers.) a vu des milliers de Huarts à gorge rousse et de Huarts du Pacifique *Gavia pacifica* faire halte sur le cours inférieur du fleuve Mackenzie. Il se pourrait que les conditions alimentaires dans le fleuve soient sous-optimales pour les huarts; en effet, selon T. Barry (comm. pers.), de telles quantités de huarts n'ont été observées à cet endroit que dans les années où il y avait très peu d'eau libre dans la mer de Beaufort. Ainsi, les oiseaux y épuiseraient leurs réserves énergétiques en attendant le dégel de leurs étangs de nidification.

Afin de vérifier si les Huarts à gorge rousse ont été soumis à un stress alimentaire après le tardif dégel printanier de 1986, nous avons comparé la taille des oeufs pondus cette année-là à celle des autres années. Les poids moyens des oeufs, pesés au plus tard deux jours après la ponte, étaient de 78,1 ± 5,8 g (n = 43) en 1985, 75,6 ± 6,7 g (n = 40) en 1986, et 77,8 ± 5,9 g (n = 43) en 1987. Même si le poids des oeufs en 1986 était légèrement inférieur, ce qui indiquerait l'existence d'un stress alimentaire (Elridge et Krapu 1988), cette différence ne s'est pas avérée significative (analyse unidimensionnelle de la variance, p = 0,13).

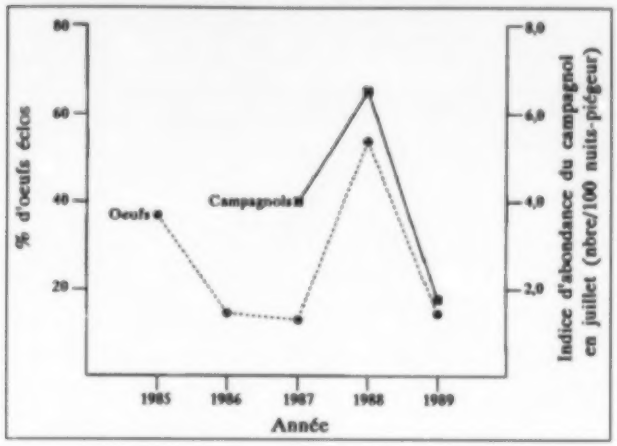
Quels que soient les facteurs qui inhibent la nidification quand le printemps est tardif, ce phénomène constitue probablement une adaptation des huarts au court été arctique. Plus la nidification débute tard, moins les chances sont grandes que les couples parviennent à élever leurs petits jusqu'à l'âge de l'envol avant le retour du gel. En ne nichant pas, les couples se trouvent en meilleure condition quand vient l'automne, ce qui augmente leurs chances de survivre jusqu'à la prochaine période de nidification.

4.2.2 Taux d'éclosion

Les fluctuations interannuelles du taux d'éclosion à la pointe Toker (se situant entre 14 et 50 % de 1985 à 1989 selon nos estimations) étaient attribuables à de nombreux facteurs interreliés, de sorte qu'il était souvent difficile de déterminer la part d'influence de chacun de ces facteurs pris isolément. Toutefois, la prédation due aux renards arctiques était nettement déterminante. Le taux d'éclosion des oeufs de Huart à gorge rousse variait en raison inverse du nombre de renards dans l'aire d'étude (figure 5). Il a été le plus élevé en 1985 et 1988, années où les renards étaient très peu nombreux, et le plus bas en 1987 alors que leur abondance était la plus forte (tableaux 2 et 3). Des études menées en Alaska ont aussi montré que les pertes d'oeufs de huarts étaient plus importantes quand les renards étaient abondants (Bergman et Derksen 1977; Schamel et Tracy 1985).

Les populations d'oiseaux prédateurs sont restées stables dans les cinq années de l'étude à la pointe Toker, sauf en 1989 où de nouvelles Grues du Canada non nicheuses sont venues s'ajouter à celles qui y nichaient. Bien que l'abondance des grues ait probablement été en partie responsable des pertes d'oeufs plus importantes cette année-là, les oiseaux prédateurs ont eu de façon générale un moins grand impact que les renards sur les taux d'éclosion dans la période de l'étude. Bergman et Derksen (1977), dans une étude menée dans le nord de l'Alaska durant cinq ans, ont observé que les populations de labbes et de Goélands bourgmestres n'ont pas varié, ce qui laisse entendre que les renards avaient là aussi un plus grand

Figure 6
Relation entre l'abondance des campagnols et le taux d'éclosion des oeufs de Huart à gorge rousse à la pointe Toker



impact sur les fluctuations interannuelles de la productivité des huarts.

La prédation d'oeufs a été étonnamment forte en 1989, vu la quantité modérée de renards dans l'aire d'étude cette année-là. Cette situation pourrait en partie s'expliquer par le fait que les campagnols étaient peu nombreux en 1989 (figure 6). Le renard arctique cherche d'autres aliments, comme des oeufs, quand ses proies favorites, les petits rongeurs, ne sont pas abondantes (Larson 1960; Macpherson 1969). Ainsi, les renards, seulement moyennement abondants en 1989 dans l'aire d'étude, ont probablement recherché davantage les oeufs de huart. La faible quantité de campagnols a aussi probablement fait en sorte que les Goélands bourgmestres, les Grues du Canada et les Grands Corbeaux se sont davantage nourris d'oeufs. Toutes ces espèces se nourrissent de petits rongeurs et d'oeufs, et la part de chacun dans le régime de ces prédateurs tend à être proportionnelle à l'abondance de ces deux ressources alimentaires (Herter 1982; Marquiss et Booth 1986; Barry et Barry 1990).

Cette relation entre la productivité et les fluctuations cycliques des populations de petits rongeurs a été observée chez certaines autres espèces d'oiseaux. Pehrsson (1986) a observé un doublement de la production du Canard kakawi *Clangula hyemalis*, les années où les rongeurs sont les plus abondants. De même, une corrélation a été établie entre l'abondance des petits rongeurs et le taux de reproduction de la Bernache cravant *Branta b. bernicla* (Dhondt 1987), du Bécasseau cocorli *Calidris ferruginea* (Roselaar 1979), du Lagopède des saules *Lagopus lagopus* (Myrberget 1972), du Lagopède des rochers *Lagopus mutus* (Jarvinen 1990), du Tétras-lyre *Tetrao tetrix* (Angelstam et al. 1985) et du Huart du Pacifique (Petersen 1979). Tous ces auteurs s'entendent pour dire que ce qui explique le mieux cette corrélation est que les prédateurs se nourrissent d'oeufs et de jeunes oiseaux plutôt que de petits rongeurs, les années où ces derniers sont moins abondants.

Le taux d'éclosion a été aussi étonnamment bas en 1986, vu l'abondance modérée des renards dans l'aire d'étude cette année-là. Les prédateurs ont peut-être encore recherché les oeufs de huart en raison d'une baisse des populations de leurs autres proies. Les espèces de sauvagine ont produit moins d'oeufs en 1986 parce que le dégel printanier a été tardif, d'où probablement une pression de prédation plus forte sur les oeufs de huart. De même, Davis (1972) et Petersen (1979) ont déjà attribué l'accroissement de la prédation des oeufs de Huart du Pacifique et de Huart à gorge rousse au fait que les oeufs d'une colonie d'oies voisines étaient moins accessibles aux prédateurs. Ce phénomène s'est produit chaque année juste avant l'éclosion des oeufs des oies, période durant laquelle ces dernières ont mieux protégé leur couvée.

Par ailleurs, la surveillance intensive des huarts par les observateurs à pied à la pointe Toker a eu un effet marqué sur le taux d'éclosion. En 1984, nous avons mené à bord d'un hélicoptère une opération préliminaire de repérage des huarts en couvaison à la pointe Toker. Cette année-là, le taux de reproduction y a été plus élevé que dans toutes les autres aires d'étude, ce qui montre que, en l'absence de perturbations, cette aire est l'une de celles où la production de huarts est la plus élevée dans la région. Au cours des cinq années suivantes, après que des observateurs l'eurent parcourue à pied tous les trois à cinq jours, la productivité des huarts y a été la plus faible (la productivité à la pointe Nuvorak a cependant été plus faible en 1985). Généralement, quand un observateur s'approchait à pied d'un nid, les huarts quittaient le nid et n'y revenaient qu'une fois l'observateur hors de vue. Comme la plus grande partie de la végétation de la pointe Toker est inférieure à un demi-mètre de haut, les observateurs pouvaient être vus par les huarts sur plusieurs kilomètres. Ainsi, les huarts devaient quitter leur nid longtemps, laissant les oeufs sans protection contre les prédateurs. L'accroissement des pertes d'oeufs attribuable à la présence humaine près des nids dans l'Arctique a déjà été signalé par de nombreux chercheurs (Harvey 1971; MacInnes et Misra 1972; Strang 1980; Enquist 1983; Barry et Barry 1990).

4.2.3 Pourcentage des jeunes ayant atteint l'âge de l'envol

La plupart (78 %) des oisillons de Huart à gorge rousse qui sont morts ont péri dans les trois premières semaines après l'éclosion; un autre groupe (13 %) sont morts à l'arrivée du gel parce qu'ils n'avaient pas encore atteint l'âge de l'envol. Bon nombre des oisillons qui périssent le plus tôt seraient les plus jeunes de leur nichée, mourant d'inanition au nid. Von Braun et al. (1968), Davis (1972) et Bergman et Derksen (1977) ont tous observé que le plus jeune oisillon meurt habituellement dans les deux semaines après l'éclosion. Selon Davis (1972), l'oisillon le plus âgé (les oeufs éclosent à un jour d'intervalle) a l'avantage sur les autres quand il s'agit de s'accaparer des poissons apportés au nid par les parents. Il a observé que le plus jeune ne peut généralement commencer à se nourrir qu'à partir du moment où le plus vieux est repu; il meurt donc habituellement de faim.

Le pourcentage de jeunes qui ont pris leur envol se situait entre 62 et 67 % de 1985 à 1987, mais a chuté à 25 à 38 % en 1988 et il n'était que de 5 à 10 % en 1989. Certains indices laissent entendre que la pression de prédation sur les oisillons aurait été plus forte en 1988 et 1989. La plus forte mortalité d'oisillons, observée en 1988, coïncide avec une abondance nettement plus grande d'oisillons de Goéland bourgmestre dans l'aire d'étude par rapport aux autres années. Les Goélands bourgmestres ne sont pas de grands prédateurs d'oeufs, mais ils consomment des quantités importantes d'oisillons nouvellement éclos, particulièrement quand des humains dérangent les huarts (Barry et Barry 1990). Les pertes plus importantes d'oisillons en 1989 ont coïncidé avec, phénomène qui ne

s'est pas reproduit jusqu'à ce jour, la venue de Grues du Canada non nicheuses. De plus, la faible quantité de campagnols en 1989 a probablement contribué à la forte mortalité des oisillons cette année-là, les prédateurs devant chercher d'autres proies que ces petits rongeurs.

Nous n'avons aucune preuve que le fort taux de mortalité des oisillons en 1988 et 1989 était attribuable à une baisse de leurs ressources alimentaires. Nos échantillonnages à la senne ont montré qu'il y avait en fait plus de poissons de la taille recherchée par les Huarts à gorge rousse en 1988 et 1989 qu'en 1987. De plus, les taux d'approvisionnement des oisillons n'ont pas montré de variations interannuelles significatives, ce qui confirme que l'abondance des ressources alimentaires n'a pas changé.

La violente tempête survenue du 1er au 4 août 1988 est un autre facteur qui pourrait avoir contribué à la forte mortalité observée cette année-là. Bien qu'un seul oisillon ait été directement tué par cette tempête, cette dernière a peut-être été responsable de la mort de quatre autres oisillons disparus la semaine suivante. Dans une étude sur les oisillons de sternes, Dunn (1975) a observé que plusieurs jours consécutifs de pluie et de vent affaiblissent les petits au point qu'ils n'arrivent plus à inciter leurs parents à les nourrir. Ils meurent alors de faim. La tempête de quatre jours à la pointe Toker a pu avoir un effet semblable, mais ce phénomène n'a jamais été signalé dans le cas des huarts.

Le gel hâtif a peut-être été en partie responsable du faible taux d'envol en 1989. Les étangs de nidification des huarts ont gelé 10 jours avant qu'aucun des oisillons des couvées de remplacement n'ait pu atteindre l'âge de l'envol. Cependant, comme chaque année nous avons quitté l'aire d'étude avant le gel, nous ne savons pas ce qu'il advient des oisillons n'ayant pas encore atteint l'âge de l'envol quand les étangs commencent à geler. Je présume que les oisillons qui avaient moins de 40 jours au moment du gel ont dû mourir, mais certains ont peut-être survécu après avoir gagné l'eau libre d'un lac voisin. À quatre reprises durant l'étude, nous avons vu des oisillons franchir des étendues de terre pouvant atteindre jusqu'à 300 m pour gagner un autre plan d'eau, soit que le niveau de leur étang était trop bas, soit qu'ils avaient été dérangés. De tels déplacements ont déjà été signalés par Von Braun et al. (1968), Bergman et Derksen (1977) et Furness (1983). C'est pourquoi nous pensons qu'en raison de leur capacité de passer d'un plan d'eau à l'autre, certains oisillons de Huart à gorge rousse peuvent avoir survécu au gel hâtif.

4.3 Valeur du Huart à gorge rousse comme bio-indicateur

Pour qu'une espèce d'oiseau soit un bon indicateur du changement environnemental, elle doit être sensible aux modifications du milieu, et il doit être possible d'obtenir des données fiables sur sa productivité et la taille de sa population ainsi que d'établir les causes des variations des paramètres concernant l'espèce.

De toutes les espèces d'oiseaux de la région de la mer de Beaufort, le Huart à gorge rousse est probablement le plus sensible aux types de changements environnementaux que peuvent causer les activités de production pétrolière et gazière. En effet, ces huarts se nourrissent quotidiennement de poissons qu'ils pêchent dans les eaux salées près des côtes. Ils sont donc très exposés à la pollution par les hydrocarbures. Vu leur position dans la chaîne alimentaire, ils sont sensibles à la fois aux contaminants environnementaux pouvant entrer dans le processus de bioaccumulation et à tout changement environnemental ayant un impact sur l'abondance des poissons. De plus, comme ils nichent près des côtes, ils seront aussi sensibles à la destruction ou à la dégradation des habitats terrestres qu'entraînera la construction des installations de soutien (p. ex., quais, aires de transbordement, routes, pipelines) à la production de pétrole et de gaz en haute mer.

Il est possible d'obtenir rapidement des données fiables sur l'abondance et la productivité des Huarts à gorge rousse en hélicoptère sans trop les déranger. Dans notre étude, tous les oisillons, 95 % des couples résidents et 90 % des nids, ont été repérés. Les huarts réagissaient de façon modérée et brève à la présence de l'hélicoptère. Quand l'hélicoptère s'approchait, la plupart s'éloignaient du nid à une distance d'au plus 100 m, restaient sur l'étang puis retournaient au nid dès que l'hélicoptère s'éloignait. Ainsi, nous avons pu recueillir des données précises en les dérangeant peu.

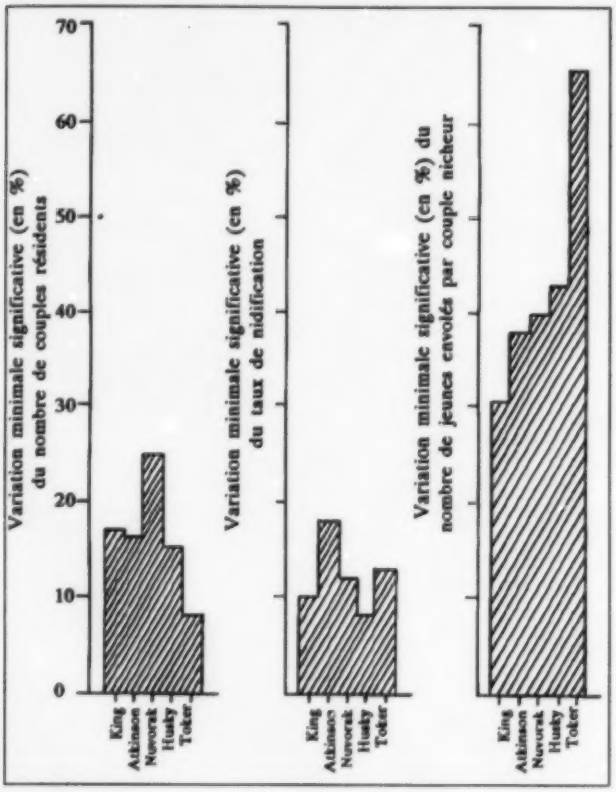
L'analyse des facteurs naturels ayant un impact sur les taux de nidification et de reproduction s'est avérée beaucoup plus difficile parce que de très nombreux facteurs, souvent interreliés, influent sur la productivité. Nous n'avons pas quantifié adéquatement tous les facteurs clés, en partie par manque de fonds, mais aussi en raison des perturbations qu'aurait causées une étude détaillée de l'ensemble de ces facteurs. Il n'est pas sûr, par exemple, que les échantillons recueillis au moyen de la senne aient donné une mesure fiable de l'abondance des poissons. De plus, bien que les effets de facteurs comme le dégel printanier tardif ou la prédation d'oeufs par les renards soient bien établis, le rôle de certains autres facteurs, comme les maladies et les parasites, est peu connu. À cause du manque d'informations dans ces matières, toute analyse des principaux facteurs ayant un impact sur la productivité est incertaine. En conséquence, il pourrait s'avérer difficile, dans la phase de notre étude de suivi qui se déroulera une fois l'exploitation pétrolière commencée, de distinguer les fluctuations naturelles de la productivité du Huart à gorge rousse de celles attribuables à des facteurs anthropiques.

Des trois paramètres surveillés, le taux de reproduction sera le meilleur indicateur du changement environnemental dans la région de la mer de Beaufort. En effet, les taux d'éclosion et de survie des jeunes jusqu'à l'envol dépendent principalement des conditions locales, tandis que les fluctuations du nombre de couples résidents et de leur taux de nidification peuvent également être attribuables aux conditions existant dans les aires où ils hivernent ou font halte.

Le taux de reproduction est bien le meilleur paramètre, mais il devra varier de façon très importante pour être considéré comme significatif, car les fluctuations annuelles naturelles de la productivité sont déjà en elles-mêmes importantes. Selon les résultats de notre étude de cinq ans, le nombre de jeunes ayant pris leur envol par couple nicheur devra changer d'au moins 31 à 43 % (données de la pointe Toker exclues en raison de l'impact des observateurs à pied sur le taux de reproduction) pour que nous soyons sûrs à 95 % de l'existence d'effets anthropiques (figure 7). Tout changement du taux de reproduction inférieur à ces pourcentages pourrait être entièrement attribuable à des causes naturelles.

Le taux de nidification était plus constant que le taux de reproduction d'année en année, si bien qu'à l'avenir la

Figure 7
Variations minimales des paramètres surveillés pouvant indiquer un changement environnemental attribuable à l'activité humaine



détection des changements environnementaux attribuables aux activités humaines devrait en être facilitée. Un changement de seulement 8 à 18 % de la proportion de couples résidents qui nichent permettrait de conclure à l'existence de perturbations anthropiques (figure 7). De plus, l'effet du dégel tardif au printemps sur le taux de nidification a déjà été très bien étudié. Cependant, d'autres facteurs peuvent avoir un effet sur le taux de nidification, dont la possibilité que les femelles soient soumises à un stress nutritionnel, pour des raisons autres qu'un dégel tardif, et la structure d'âge de la population reproductrice (Baillie et Milne 1982; Davies et Cooke 1983; Anderson 1989). Ainsi, il faudrait examiner ces facteurs advenant un changement du taux de nidification.

Le nombre de couples résidents de Huarts à gorge rousse a été assez constant, sauf dans une des cinq aires d'étude. Un changement d'au moins 8 à 17 % dans le nombre de couples résidents indiquerait avec une certitude de 95 % l'existence possible d'effets anthropiques à quatre des aires d'étude, tandis que dans la cinquième, ce changement devrait être d'au moins 25 % (figure 7). La surveillance de la taille de la population présente un inconvénient : il s'écoule un grand laps de temps entre le moment où la cause du changement agit et le moment où on peut en détecter les effets. Les facteurs influant sur la productivité du nombre d'oisillons ne font sentir leurs effets dans la population adulte que plusieurs années plus tard quand les oisillons reviennent aux aires de nidification. Ce laps de temps rend difficile le repérage des événements précis responsables du changement constaté dans la taille de la population (Temple et Wiens 1989). Le délai supplémentaire requis pour remédier ensuite au problème peut avoir pour effet de retarder le rétablissement de la situation.

Le Huart à gorge rousse ne peut être considéré comme un bio-indicateur couvrant une vaste gamme de changements environnementaux. Bien qu'il soit relativement sensible aux changements que peuvent causer les activités de production pétrolière et gazière (par exemple, la pollution marine, le dérangement des huarts dû à la présence humaine ou la dégradation des habitats humides près de la côte), il se pourrait qu'il ne puisse indiquer certains autres changements anthropiques. Par exemple, comme le Huart à gorge rousse n'est pas au nombre des espèces recherchées par les chasseurs de la région, il ne pourrait probablement pas nous renseigner sur les variations de l'effort de chasse. De même, comme les graines, les petits fruits et les insectes n'entrent pas dans sa chaîne alimentaire, il ne pourrait probablement pas nous avertir des changements touchant ces éléments de l'environnement.

La productivité annuelle du Huart à gorge rousse ne varie pas toujours dans le même sens que les taux de nidification et de reproduction des autres espèces d'oiseaux. Dans les quatre premières années de l'étude, les taux de nidification et de reproduction de la sauvagine et des Huarts à gorge rousse étaient parallèles. Cependant, dans la dernière année, la productivité de la sauvagine a été forte tandis que celle des huarts a été faible. Les raisons de cet écart dépassent les limites de la présente étude, mais cette observation montre qu'il faut être prudent quand on veut tirer à partir des données sur l'espèce indicatrice des conclusions sur les autres espèces.

5.0 Conclusions

Le Huart à gorge rousse est une espèce qui se prête bien à la surveillance des changements environnementaux que pourrait causer le développement d'installations pétrolières et gazières dans la mer de Beaufort. Il est sensible aux types d'impacts que peut avoir ce type d'activités, et on peut recueillir des données précises sur la taille et la productivité de sa population en l'exposant à un minimum de perturbations. Le taux de reproduction est le paramètre qui indiquera le mieux les changements environnementaux qui pourront survenir dans la région de la mer de Beaufort. Cependant, seuls des changements importants de la productivité, soit de 31 à 43 %, nous permettront de conclure avec une certitude de 95 % à l'existence d'effets anthropiques parce que les facteurs naturels causent déjà d'importantes fluctuations annuelles. De plus, les variations de la productivité du huart attribuables aux activités humaines pourraient être difficiles à repérer parce que la relation de cause à effet entre les fluctuations naturelles des conditions environnementales et la productivité des huarts est difficile à établir et à interpréter. C'est pourquoi il faudra effectuer des relevés sur plusieurs années durant la phase d'aménagement des installations pétrolières et gazières de même qu'une fois l'exploitation commencée pour que le programme de surveillance s'avère fructueux. Autrement, on pourrait ne pas détecter une tendance à la hausse ou à la baisse, due à des facteurs anthropiques, de la productivité des huarts. De plus, dans le cas où un tel changement était détecté, il faudra mener une étude détaillée visant à déterminer sa cause.

Ouvrages cités

Alexander, S.A.; Ealey, D.M.; Barry, S.J. 1988. Spring migration of Eiders, Oldsquaw and Glaucous Gulls along offshore leads of the Canadian Beaufort Sea. Sér. de rapp. tech. n° 56. Serv. can. de la faune, Edmonton.

Anderson, D.J. 1989. Differential responses of boobies and other seabirds in the Galapagos to the 1986–87 El Niño Southern Oscillation event. Mar. Ecol. Prog. Ser. 52:209–216.

Angelstam, P.; Lindström, E.; Widén, P. 1985. Synchronous short-term population fluctuations of some birds and mammals in Fennoscandia—occurrence and distribution. Holarct. Ecol. 8:285–298.

Baillie, S.R.; Milne, H. 1982. The influence of female age on breeding in the Eider *Somateria mollissima*. Bird Study 29:55–66.

Barry, S.J.; Barry, T.W. 1990. Food habits of Glaucous Gulls in the Beaufort Sea. Arctic 43:43-49.

Barry, T.W. 1962. Effect of late seasons on Atlantic Brant reproduction. J. Wildl. Manage. 26:19–26.

Bergman, R.D.; Derksen, D.V. 1977. Observations on Arctic and Red-throated Loons at Storkersen Point, Alaska. Arctic 30:41–51.

Davies, J.C.; Cooke, F. 1983. Annual nesting productivity in Snow Geese: prairie droughts and arctic springs. J. Wildl. Manage. 47:291–296.

Davis, R.A. 1972. A comparative study of the use of habitat by Arctic Loons and Red-throated Loons. Thèse de doct., univ. de Western Ontario, London.

Dhondt, A.A. 1987. Cycles of lemmings and Brent Geese *Branta b. bernicla*: a comment on the hypothesis of Roselaar and Summers. Bird Study 34:151–154.

Dome Petroleum Ltd.; ESSO Resources Canada Ltd; Gulf Canada Resources Inc. 1982. Environmental impact statement for hydrocarbon development in the Beaufort Sea – Mackenzie Delta region. Vol. 2. Development systems. Calgary.

Dunn, E.K. 1975. The role of environmental factors in the growth of tern chicks. J. Anim. Ecol. 44:743–754.

Elridge, J.L.; Krapu, G.L. 1988. The influence of diet quality on clutch size and laying pattern in Mallards. Auk 105:102–110.

Enquist, M. 1983. How do Arctic Skuas *Stercorarius parasiticus* search for diver eggs? Ornis Fenn. 60:83–85.

Eriksson, M.O.G.; Blomqvist, D.; Hake, M.; Johansson, O.C. 1990. Parental feeding in the Red-throated Diver *Gavia stellata*. Ibis 132:1–13.

Furness, R.W. 1983. Foula, Shetland. Vol. 4. The birds of Foula. The Brathay Hall Trust, Ambleside, Cumbria.

Gaston, A.J.; Nettleship, D.N. 1981. La Marmette de Brünnich de l'île Prince-Léopold — une étude de l'écologie reproductrice d'une colonie d'oiseaux de mer de l'Arctique supérieur. Serv. can. de la faune. Monogr. n° 6.

Harvey, J.M. 1971. Factors affecting blue goose nesting success. Can. J. Zool. 49:223–234.

Harvey, J.M.; Lieff, B.C.; MacInnes, C.D.; Prevett, J.P. 1968. Observations on behavior of Sandhill Cranes. Wilson Bull. 80:421–425.

Herter, D.R. 1982. Habitat use and harassment of Sandhill Cranes staging on the eastern Copper River Delta, Alaska. Mém. de maîtr. (M.Sc.) de l'univ. de l'Alaska, Fairbanks.

Jarvinen, A. 1990. Changes in the abundance of birds in relation to small rodent density and predation rate in Finnish Lapland. Bird Study 37:36–39.

Johnson, S.R.; Herter, D.R. 1989. The birds of the Beaufort Sea. BP Exploration (Alaska) Inc., Anchorage.

Lack, D. 1954. The natural regulation of animal numbers. Clarendon Press, Oxford.

Larson, S. 1960. On the influence of the arctic fox *Alopex lagopus* on the distribution of arctic birds. Oikos 11:276–305.

Loft, B.; Murton, R.K. 1968. Photoperiodic and physiological adaptations regulating avian breeding cycles and their ecological significance. J. Zool. 155:327–394.

MacInnes, C.D.; Misra, R.K. 1972. Predation on Canada Goose nests at McConnell River, Northwest Territories. J. Wildl. Manage. 36(2):414–422.

Macpherson, A.H. 1969. The dynamics of Canadian arctic fox populations. Sér. de rapp. n° 8. Serv. can. de la faune.

Marquiss, M.; Booth, C.J. 1986. The diet of Ravens, *Corvus corax* in Orkney. Bird Study 33:190–195.

Meathrel, C.E.; Ryder, J.P.; Termaat, B.M. 1987. Size and composition of Herring Gull eggs: relationship to position on the laying sequence and the body condition of females. Colonial Waterbirds 10:55–63.

Morrison, M.L. 1986. Bird populations as indicators of environmental change. Pages 429–451 *dans* R.F. Johnson (réd.), Current ornithology. Plenum, New York.

Myrberget, S. 1972. Fluctuations in a North Norwegian population of Willow Grouse. Pages 107–120 *dans* Actes du XV^{e} Congr. int. ornith., La Haye.

Nilsson, S.G. 1977. Adult survival rate of the Black-throated Diver, *Gavia arctica*. Ornis Scand. 8:193–195.

Norberg, R.A.; Norberg, U.M. 1976. Size of fish carried by flying Red-throated Divers, *Gavia stellata* (Pont.) to nearby fledged young in nesting tarn. Ornis Fenn. 53:92–95.

Owen, M.; Norderhaug, M. 1977. Population dynamics of Barnacle Geese, *Branta leucopsis* breeding in Svalbard, 1948–1976. Ornis Scand. 8:161–174.

Pehrsson, O. 1986. Duckling production of the Oldsquaw in relation to spring weather and small-rodent fluctuations. Can. J. Zool. 64:1835–1841.

Petersen, M.R. 1979. Nesting ecology of Arctic Loons. Wilson Bull. 91:608–617.

Raveling, D.G.; Lumsden, H.G. 1977. Nesting ecology of Canada Geese in the Hudson Bay lowland of Ontario: evolution and population regulation. Min. ont. Ress. nat., Fish and Wildl. Res. Rep. 98.

Reimchem, T.E.; Douglas, S. 1984. Feeding schedule and daily food consumption in Red-throated Loons (*Gavia stellata*) over the prefledging period. Auk 101:593–599.

Reynolds, J.D. 1985. Sandhill Crane use of nest markers as cues for predation. Wilson Bull. 97:106–108.

Roselaar, C.S. 1979. Fluctuaties in aantallen Krombekstrandlopers *Calidris ferruginea*. Watervogels 4:202–210.

Schamel, D.; Tracy, D.M. 1985. Replacement clutches in the Red-throated Loon. J. Field Ornithol. 56:282–283.

Silver, R.; Ball, G.F. 1989. Brain, hormone and behavior interactions in avian reproduction: status and prospectus. Condor 91:966–978.

Strang, C.A. 1980. Incidence of avian predators near people searching for waterfowl nests. J. Wildl. Manage. 44(1):220–224.

Temple, S.A.; Wiens, J.A. 1989. Bird populations and environmental changes: can birds be bio-indicators? Am. Birds 43:260–270.

Von Braun, C.; Hessle, A.C.; Sjolander, S. 1968. Smalommen (*Gavia stellata* L.) beteende under ungvarnadstiden. Zool. Revy 30:94–95.

Yonge, K.S. 1981. The breeding cycle and annual production of the Common Loon (*Gavia immer*) in the boreal forest region. Mém. de maîtr. (M. Sc.), univ. du Manitoba, Winnipeg.

Autres publications hors série

N° 1
Birds protected in Canada under the Migratory Birds Convention Act/Oiseaux protégés au Canada en vertu de la Loi concernant les oiseaux migrateurs. Édition de 1991. Bilingue.
N° de cat. CW69-1/1-1991.

N° 2
Noms des oiseaux du Canada. Noms français, anglais et scientifiques. Bilingue.
N° de cat. CW69-1/2. Publ. en 1957, rév. en 1972.

N° 3
Use of aerial surveys by the Canadian Wildlife Service, par D.A. Benson. Épuisé.
N° de cat. CW69-1/3. Publ. en 1963, réimpr. en 1966.

N° 4
Queen Elizabeth Islands game survey, 1961, par J.S. Tener.
N° de cat. CW69-1/4. Publ. en 1963, réimpr. en 1972.

N° 5
Age determination in the polar bears, par T.H. Manning.
N° de cat. CW69-1/5. Publ. en 1964, réimpr. en 1973.

N° 6
A wildlife biologist looks at sampling, data processing and computers, par D.A. Benson. Épuisé.
N° de cat. R69-1/6. Publ. en 1964.

N° 7
Preliminary report on the effects of phosphamidon on bird populations in New Brunswick, par C.D. Fowle. Épuisé.
N° de cat. R69-1/7. Publ. en 1965.

N° 8
Birds of Nova Scotia–New Brunswick border region, par G.F. Boyer.
N° de cat. CW69-1/8. Publ. en 1966, réimpr. en 1981.

N° 9
Effects of dietary methylmercury on Ring-necked Pheasants, with special reference to reproduction, par N. Fimreite.
N° de cat. R69-1/9. Publ. en 1971.

N° 10
Trends in populations of barren-ground caribou over the last two decades: a re-evaluation of the evidence, par G.R. Parker.
N° de cat. CW69-1/10. Publ. en 1971, réimpr. en 1972.

N° 11
The Canada migratory game bird hunting permit et related surveys, par D.A. Benson.
N° de cat. R69-1/11. Publ. en 1971.

N° 12
Observations on duck hunting in eastern Canada in 1968 and 1969, par H.J. Boyd.
N° de cat. R69-1/12. Publ. en 1971.

N° 13
Evaluation of ecological effects of recent low water levels in the Peace-Athabasca Delta, par H.J. Dirschl.
N° de cat. CW69-1/13. Publ. en 1972.

N° 14
The Great Cormorants of eastern Canada, par A.J. Erskine.
N° de cat. CW69-1/14. Publ. en 1972.

N° 15
Distribution of barren-ground caribou harvest in north-central Canada, par G.R. Parker.
N° de cat. CW69-1/15. Publ. en 1972.

N° 16
Bird migration forecasts for military air operations, par H. Blokpoel.
N° de cat. CW69-1/16. Publ. en 1973.

N° 17
Waterfowl populations on the Peace-Athabasca Delta, 1969 and 1970, par D.J. Neiman et H.J. Dirschl.
N° de cat. CW69-1/17. Publ. en 1973.

N° 18
Gammarus predation and the possible effects of *Gammarus* and *Chaoborus* feeding on the zooplankton composition in some small lakes and ponds in western Canada, par R.S. Anderson et L.G. Raasveldt.
N° de cat. CW69-1/18. Publ. en 1974.

N° 19
A summary of DDE and PCB determinations in Canadian birds, 1969 to 1972, par M. Gilbertson et L. Reynolds.
N° de cat. CW69-1/19. Publ. en 1974.

N° 20
Development of a simulation model of Mallard Duck populations, par C.J. Walters, R. Hilborn, E. Oguss, R.M. Peterman et J.M. Stander.
N° de cat. CW69-1/20. Publ. en 1974.

N° 21
Use of museum specimens in toxic chemical research, par A.M. Rick.
N° de cat. CW69-1/21. Publ. en 1975.

N° 22
Impoundments for waterfowl, par W.R. Whitman.
N° de cat. CW69-1/22. Publ. en 1976.

N° 23
Minimizing the dangers of nesting studies to raptors and other sensitive species, par R.W. Fyfe et R.R. Olendorff.
N° de cat. CW69-1/23. Publ. en 1976.

N° 24
Waterfowl damage to Canadian grain: current problems and research needs, par L.G. Sugden.
N° de cat. CW69-1/24. Publ. en 1976.

N° 25
Census techniques for seabirds of arctic and eastern Canada, par D.N. Nettleship.
N° de cat. CW69-1/25. Publ. en 1976.

N° 26
Notes on the present status of the polar bear in James Bay and Belcher Islands area, par Charles Jonkel, Pauline Smith, Ian Stirling et George B. Kolenosky.
N° de cat. CW69-1/26. Publ. en 1976.

N° 27
Limnological and planktonic studies in the Waterton Lakes, Alberta, par R. Stewart Anderson et Roderick B. Green.
N° de cat. CW69-1/27. Publ. en 1976.

N° 28
Birds and mammals of the Belcher, Sleeper, Ottawa, and King George Islands, Northwest Territories, par T.H. Manning.
N° de cat. CW69-1/28. Publ. en 1976.

N° 29
Developments in PPS sampling — Impact on current research, par A.R. Sen.
N° de cat. CW69-1/29. Publ. en 1976.

N° 30
Dynamics of snowshoe hare populations in the Maritime Provinces, par Thomas J. Wood et Stanley A. Munroe.
N° de cat. CW69-1/30. Publ. en 1977.

N° 31
Migration and population dynamics of the Peace-Athabasca Delta goldeye population, par D.B. Donald et A.H. Kooyman.
N° de cat. CW69-1/31. Publ. en 1977.
N° 32
The effects of fire on the ecology of the Boreal Forest, with particular reference to the Canadian north; a review and selected bibliography, par John P. Kelsall, E.S. Telfer et Thomas D. Wright.
N° de cat. CW69-1/32. Publ. en 1977.
N° 33
The ecology of the polar bear (*Ursus maritimus*) along the western coast of Hudson Bay, par Ian Stirling, Charles Jonkel, Pauline Smith, Richard Robertson et Dale Cross.
N° de cat. CW69-1/33. Publ. en 1977.
N° 34
Canvasback habitat use and production in Saskatchewan parklands, par Lawson G. Sugden.
N° de cat. CW69-1/34. Publ. en 1978.
N° 35
The diets of muskoxen and Peary caribou on some islands of the Canadian High Arctic, par Gerald R. Parker.
N° de cat. CW69-1/35. Publ. en 1978.
N° 36
Observations of Mallards in the parkland of Alberta, par Michael F. Sorensen.
N° de cat. CW69-1/36. Publ. en 1978.
N° 37
The wildlife valuation problem: A critical review of economic approaches, par William A. Langford et Donald J. Cocheba.
N° de cat. CW69-1/37. Publ. en 1978.
N° 38
Spatial changes in waterfowl habitat, 1964–74, on two land types in the Manitoba Newdale Plain, par G.D. Adams et G.G. Gentle.
N° de cat. CW69-1/38. Publ. en 1978.
N° 39
Patterns of pelagic distribution of seabirds in western Lancaster Sound and Barrow Strait, Northwest Territories, in August and September 1976, par D.N. Nettleship et A.J. Gaston.
N° de cat. CW69-1/39. Publ. en 1978.
N° 40
Responses of Peary caribou and muskoxen to helicopter harassment, par Frank L. Miller et Anne Gunn.
N° de cat. CW69-1/40. Publ. en 1979.
N° 41
Des communautés aviennes du Parc national de la Mauricie, Québec, par J.-L. DesGranges. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/41F. Publ. en 1980.
N° 42
Études écologiques de la population d'ours blancs dans le sud-est de l'île Baffin, par I. Stirling, W. Calvert et D. Andriashek. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/42F. Publ. en 1980.
N° 43
Méthodes de recensement des marmettes, espèce *Uria* : une approche unifiée, par T.R. Birkhead et D.N. Nettleship. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/43F. Publ. en 1980.
N° 44
Études écologiques de la population d'ours blancs dans le sud-est de l'île Baffin, par I. Stirling, W. Calvert et D. Andriashek. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/44F. Publ. en 1980.
N° 45
Les polynies dans l'Arctique canadien, par I. Stirling et H. Cleator (réd.). Also available in English.
N° de cat CW69-1/45F. Publ. en 1981.
N° 46
Les Petites Oies blanches de l'est de l'Arctique canadien, par H. Boyd, G.E.J. Smith et F.G. Cooch. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/46F. Publ. en 1982.
N° 47
Répartition et abondance des phoques dans la partie orientale de la mer de Beaufort. 1974–79, par I. Stirling, M. Kingsley et W. Calvert. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/47F. Publ. en 1982.
N° 48
Le comportement alimentaire du caribou de Peary selon les conditions de la neige et de la glace du printemps, par F.L. Miller, E.J. Edmonds et A. Gunn. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/48F. Publ. en 1982.
N° 49
Étude de quelques techniques importantes d'échantillonnage de la faune, par A.R. Sen. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/49F. Publ. en 1983.
N° 50
Réglementation intensive de la chasse aux canards en Amérique du Nord : but et réalisations, par H. Boyd. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/50F. Publ. en 1983.
N° 51
Dimension humaine de la chasse aux oiseaux-gibier migrateurs au Canada, par S.A.D. Parker et F.L. Filion. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/51F. Publ. en 1984.
N° 52
Éléments de la mortalité attribuable à la chasse chez le canard, par G.S. Hochbaum et C.J. Walters. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/52F. Publ. en 1984.
N° 53
Interprétation des relevés aériens d'oiseaux de mer : certains effets du comportement, par A.J. Gaston et G.E.J. Smith. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/53F. Publ. en 1984.
N° 54
Études sur les oiseaux aquatiques en Ontario, de 1973 à 1981, par S.G. Curtis, D.G. Dennis et H. Boyd (réd.). Also available in English.
N° de cat. CW69-1/54F. Publ. en 1984.
N° 55
Prises déclarées de canards, d'oies et de bernaches au Canada et aux États-Unis de 1974 à 1982, par H. Boyd. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/55F. Publ. en 1985.
N° 56
La dynamique des populations de Huards à colliers *(Gavia immer)* et les eaux contaminées au mercure dans le nord-ouest de l'Ontario, par J.F. Barr. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/56F. Publ. en 1986.
N° 57
Le Goéland à bec cerclé en Ontario : une nouvelle espèce problème, par H. Blokpoel et G.D. Tessier. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/57F. Publ. en 1986.
N° 58
Les oiseaux de la vallée de Creston et du sud-est de la Colombie-Britannique, par R.W. Butler, B.G. Stushnoff et E. McMackin. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/58F. Publ. en 1986.
N° 59
Estimation de la densité des oiseaux en mer et de la proportion des oiseaux en vol à partir des dénombrements effectués sur des transects de largeur indéterminée, par A.J. Gaston, B.T. Collins et A.W. Diamond. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/59F. Publ. en 1987.
N° 60
Les dénombrements de populations reproductrices d'oiseaux aquatiques dans les provinces de l'Atlantique, par A.J. Erskine (réd.). Also available in English.
N° de cat. CW69-1/60F. Publ. en 1987.
N° 61
Dénombrement de Petites Oies blanches dans les îles Southampton et de Baffin, T.N.-O., en 1979. Par A. Reed, P. Dupuis et G.E.J. Smith. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/61F. Publ. en 1987.
N° 62
Étude des effets de l'acidification sur la faune aquatique au Canada : rapports entre la sauvagine et les niveaux trophiques de petits lacs du nord de l'Ontario, par D.K. McNicol, B.E. Bendell et R.K. Ross. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/62F. Publ. en 1987.
N° 63
Bison ecology in relation to agricultural development in the Slave River lowlands, NWT, par H.W. Reynolds et A.W.L. Hawley (réd.).
N° de cat. CW69-1/63E. Publ. en 1987.
N° 64
Un modèle pour la simulation de la population des Grandes Oies blanches, par J. Gauvin et A. Reed. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/64F. Publ. en 1987.
N° 65
The birds of the Fraser Fiver delta: populations, ecology and international significance, par R.W. Butler et R.W. Campbell.
N° de cat. CW69-1/65E. Publ. en 1987.

N° 66
Mortality of migratory barren-ground caribou on the calving grounds of the Beverly herd, Northwest Territories, 1981–83, par F.L. Miller, E. Broughton et A. Gunn.
N° de cat. CW69-1/66E. Publ. en 1988.
N° 67
Étude des effets de l'acidification sur la faune aquatique au Canada : les oiseaux lacustres et leurs habitats au Québec, par J.-L. DesGranges (réd.). Also available in English.
N° de cat. CW69-1/67F. Publ. en 1989.
N° 68
Studies of high-latitude seabirds. 1. Behavioural, energetic, and oceanographic aspects of seabird feeding ecology, par W.A. Montevecchi et A.J. Gaston (réd.).
N° de cat. CW69-1/68E. Publ. en 1991.
N° 69
Studies of high-latitude seabirds. 2. Conservation biology of Thick-billed Murres in the Northwest Atlantic. par A.J. Gaston et R.D. Elliot (réd.).
N° de cat. CW69-1/69E. Publ. en 1991.
N° 70
Les habitats côtiers du nord-est de la baie James, par N. Dignard, R. Lalumière, A. Reed et M. Julien. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/70F. Publ. en 1991.
N° 71
Key migratory bird terrestrial habitat sites in the Northwest Territories (2e éd.), par S.A. Alexander, R.S. Ferguson et K.J. McCormick.
N° de cat. CW69-1/71E. Publ. en 1991.
N° 72
Atlas of pelagic birds of western Canada, par K.H. Morgan, K. Vermeer et R.W. McKelvey.
N° de cat. CW69-1/72E. Publ. en 1991.